

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologie



Rizika predace hnízd koroptve polní (*Perdix perdix*)

Nest predation risk in Gray Partridge (*Perdix perdix*)

Diplomová práce

Bc. Stanislav Holomek

Vedoucí diplomové práce: prof. Mgr. Miroslav Šálek, Ph.D.

Praha 2013

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze 15. 8. 2013

vlastnoruční podpis

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval všem lidem, kteří mi při vypracování této práce pomohli poskytnutím dat, zapůjčením vybavení, cennými radami a konzultacemi.

Především děkuji vedoucímu práce prof. Mgr. Miroslavu Šálkovi za vynikající vedení, podnětné konzultace, věcné připomínky k textu práce a v neposlední řadě za získaný přehled ve statistických údajích.

Poděkování rovněž patří pracovníkům státní správy lesů a myslivosti na pověřených obecních úřadech za poskytnutí dat o odlovech predátorů z myslivecké statistiky v jednotlivých honitbách svitavského okresu.

Diplomová práce byla podpořena grantem GAČR: Složky pohlavního výběru monogamního kura koroptve polní GA206/08/1281.

Abstrakt

Koroptev polní (*Perdix perdix*) je skrytě žijícím ptačím druhem hnízdícím na zemi v otevřené krajině. Přes řadu známých antipredačních adaptací a strategií tohoto druhu jsou koroptví hnízda často predována, přičemž spektrum hnízdních predátorů ani okolnosti predacích událostí nebyly dosud uspokojivě popsány. Diplomová práce přináší výsledky z experimentů provedených na umělých hnízdech, je rovněž doplněna popisem hnízdního chování dvou inkubujících samic získaným z videonahrávek jejich hnízd. Práce shrnuje výsledky videozáznamů predátorů na umělých hnízdech, přičemž nejčastějším predátorem byla kuna (*Martes* sp.). Úspěšné přežívání hnízd ve všech experimentech bylo ovlivněno především ukrytím hnízda ve vegetaci. Přítomnost pachu z peří dospělých ptáků však zvyšovala riziko predace i u dobře zakrytých hnízd. Hnízda umístěná v travních biotopech přežívala nejlépe bez ohledu na své zakrytí. V ostatních biotopech (okrajová linie polní cesty, okrajová linie lesa či remízku a polní biotop mimo linie) záleželo na zakrytí hnízd vegetací. Hnízdění koroptví v blízkosti lesního okraje či remízu je méně bezpečné z hlediska rizik hnízdní predace. Preference obdobného mikrohabitatu hnízdícími koroptvemi a hnízdními predátory nastiňuje možnost, že se koroptev ocitá v roli ekologické pasti na úrovni mikrobiotopu. Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na predací riziko hnízd nebyl prokázán. Nicméně data ukázala trend k vyššímu přežívání v polní krajině s nejvyšší strukturální pestrostí. Hnízda s pěti bažantími vejci byla více predována než hnízda s jedním křepelčím vejcem. Výskyt opakovaných predacích událostí na bažantích hnízdech byl signifikantně častější v porovnání s křepelčími hnízdy. Energeticky vydatnější bažantí snůška byla pravděpodobně motivací k opakovaným návštěvám převážně savčích predátorů. Opakované predací události i na křepelčích hnízdech spolu s absencí predace na mnoha jiných hnízdech naznačují, že predátoři opakovaně využívali tytéž pochůzkové trasy. S tím může souviset i zjištění, že umělá hnízda umístěná na pozicích loňských či předloňských predovaných reálných hnízd podlehla opět predaci. V této práci je zdůrazněno, že koroptev polní s vysoce energeticky nákladnou snůškou a dlouhou dobou inkubace hnízdící v současné zemědělské krajině s nedostatečným hnízdním krytem je i přes své antipredační adaptace velmi zranitelná predací.

Klíčová slova: koroptev polní, predace hnízd, umělá hnízda, vegetační zakrytí, pach peří, opakované predace, predací událost

Abstract

The gray partridge (*Perdix perdix*) is a bird species living in hiding and nesting on the ground in the open landscape. Even though this species uses several well-known anti-predator adaptations and strategies, its nests are often predated. The range of nest predators and the circumstances of predation have not, however, been satisfactorily described yet. This diploma thesis summarizes the results of experiments carried out on artificial nests and is supplemented by the description of nest behaviour of two incubating hens obtained from video shooting their nests. This work also includes the results of video shoots of predators on artificial nests, the most common of them being the marten. The successful survival of nests in all experiments was influenced mainly by hiding the nest in vegetation. However, the presence of feather odour of adult birds increased the risks of predation even for well-hidden nests. Nests placed in grass biotopes survived the best regardless their covering. What mattered most in other biotopes (along the edges of field roads, forests or groves and field biotopes off any lines) was the covering of nests with vegetation. Partridges nesting close to the edge of a forest or a grove are not very safe from predators. The fact that both nesting partridges and nest predators prefer a similar microhabitat implies that the partridge has got into an ecological trap at the level of the micro-biotope. The influence of structural variety of the field landscape on the risks of nest predation has not been proved. However, the data showed a tendency towards better survival in field areas with the highest structural variety. Nests with five pheasant eggs were predated more often than nests with one quail egg. The occurrence of multiple repeated predation incidents on pheasant nests was significantly higher compared to the quail nests. The energetically richer pheasant clutch was probably the motivation to repeated visits from mostly mammalian predators. Recurring predation incidents also on quail nests together with the absence of predation on many other nests imply that predators repeatedly used the same routes. This can be related to the finding that artificial nests placed at positions of real predated nests of last year or the year before last fell prey to predation again. This work emphasises that the gray partridge with its energetically very demanding clutch and a long lasting incubation period nesting in the present agricultural landscape with insufficient nest coverage is in spite of its anti-predator adaptations very vulnerable to predation.

Key words: gray partridge, nests predation, artificial nests, vegetation cover, feather odour, repeated predation, predation event

OBSAH

1	ÚVOD	1
1.1	Predace v evolučním kontextu	2
1.2	Antipredační strategie ptáků	2
1.3	Schopnosti predátorů predovat hnízda.....	6
1.4	Opakované predací návštevy hnízd	7
1.5	Predační riziko v rozličných habitatech, charakter krajiny	8
1.6	Metody hodnocení predací tlaku, design umělých hnízd	9
1.7	Modelový druh: koroptev polní (<i>Perdix perdix</i>).....	10
1.8	Predátoři koroptve polní	12
2	CÍLE PRÁCE	13
3	METODIKA	15
3.1	Popis lokality	15
3.2	Metodika uspořádaných experimentů s umělými hnízdy.....	16
3.2.1	Design experimentu na Vysočině (vliv umístění hnízda na rizika predace a mezisezónní návratnost predátorů na hnízda)	16
3.2.2	Design „pachového experimentu“ za pomoci umělých hnízd na Litomyšlsku	17
3.2.3	Design experimentu na Svitavsku (vliv strukturální pestrosti polní krajiny na náhodné a opakované riziko predace).....	17
3.2.4	Metodika vyhodnocení opakovaných predacích návštěv hnízd	18
3.2.5	Zpracování výsledků experimentu s umělými hnízdy	19
3.3	Metodika spojená s pořizováním videozáznamů inkubujících samic a záznamů predátorů na hnízdech	20
3.3.1	Nahrávky inkubujících samic dvou reálných hnízd	20
3.3.2	Nahrávky na umělých hnízdech k identifikaci predátorů.....	21
3.3.3	Zpracování záznamů z nahrávek hnízd	21

4	VÝSLEDKY	22
4.1	Vliv umístění hnízda na rizika predace a mezisezónní návratnost predátorů na hnízda (experiment Vysočina)	22
4.1.1	Vliv umístění hnízda („nest site“) na rizika predace	22
4.1.2	Mezisezónní návratnost predátora na hnízdo	26
4.2	Výsledky „pachového experimentu“ s umělými hnízdy na Litomyšlsku	29
4.3	Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na náhodné a opakované riziko predace (experiment Svitavsko).....	31
4.3.1	Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace	31
4.3.2	Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na opakované predачní návštěvy hnízd	35
4.4	Vyhodnocení opakovaných predачních návštěv hnízd	37
4.4.1	Okolnosti predачních rizik ovlivňujících opakované predачní návštěvy hnízd	39
4.5	Výsledky inkubačního chování dvou samic	40
4.6	Výsledky záznamů predátorů na umělých hnízdech	40
5	DISKUZE	42
5.1	Vliv umístění hnízda („nest site“) v hnízdním biotopu koroptve na rizika predace hnízd.....	42
5.2	Efekt biotopu	43
5.3	Mezisezónní návratnost predátorů na hnízdo	44
5.4	Vliv pachu peří ptáků na přežívání hnízd	45
5.5	Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace hnízd.....	46
5.6	Návratnost predátorů na hnízdo v rámci jednoho hnízdního pokusu (krátkodobá návratnost na hnízdo).....	48
5.7	Vliv zakrytí hnízd vegetací na riziko predace	50
6	ZÁVĚR.....	52
7	LITERATURA	54
8	PŘÍLOHA	61

1 Úvod

Přes řadu všeobecně známých antipredačních adaptací (např. kryptické zbarvení samic) a strategií koroptve jsou její hnízda často predována, přičemž spektrum hnízdních predátorů ani okolnosti predálních událostí nebyly dosud uspokojivě popsány. Vzhledem k extrémně velké snůšce a velmi dlouhému období snášení a inkubace vajec (Carroll 1993) se dá u koroptve předpokládat vysoké riziko predace a tím pádem také různé další adaptace k ochraně hnízd před predátory, jako může být například zakrývání snůšky během snášení vajec či eliminace zanechání pachu inkubujících samic na hnízdech a snížení počtů odchodů z hnízda ve prospěch minimalizace pachové stopy kolem hnízda. Zvýšená frekvence odchodů a příchodů samic na hnízdo během doby inkubace představuje vyšší riziko, že samice či její hnízdo bude predováno. Optimální volba vhodného hnízdního biotopu a umístění hnízda ve vysoké a husté vegetaci může výrazně snižovat predací riziko (Potts 1986).

Současná intenzivně obhospodařovaná agrární krajina však neposkytuje optimální biotopy pro hnízdění koroptve, a proto je nucena zahnízdit v méně příznivých biotopech (Potts 1986). Vyskytnou-li se však vhodné hnízdní biotopy, je koncentrace hnízd natolik vysoká, že se zvyšuje pravděpodobnost setkání s predátorem (Evans 2004). Z preference strukturně a druhově pestřejšího prostředí koroptvemi, ale i predátory kvůli vhodným potravním anebo úkrytovým možnostem vyplývá, že se koroptev ocitá v roli ekologické pasti (Šálek a kol. 2004). Intenzifikace zemědělství může způsobovat změny ve složení diet oportunistických predátorů a tím přispívat k vyššímu predacímu tlaku na populace ptáků. Navíc absence vrcholových predátorů v zemědělské krajině na rozdíl od lesnatých oblastí může vést k vysokým populačním hustotám středně velkých predátorů, označovaných jako mezopredátoři (Evans 2004).

Vysoký predací tlak spolu se zvyšující intenzitou zemědělské výroby je třeba brát v úvahu v kontextu informací o hnízdním chování koroptve při návrzích ochrannářských opatření k záchraně tohoto ohroženého druhu naší kulturní krajiny.

Tato práce je zejména zaměřena na zjištění vlivu pachu peří, ukrytí hnízda, strukturální pestrosti polní krajiny a biotopů na riziko predace hnízd.

1.1 Predace v evolučním kontextu

Hnízdní predace je primární příčina hnízdní mortality pro mnoho ptáků (Ricklefs 1969, Nilsson 1984) a může mít vážné důsledky pro většinu aspektů ptačí reprodukční biologie, jako je životní historie (Martin 1995), prostorové distribuce, výběr habitatu (Martin 1988a) a složení ptačích společenstev (Martin 1988b, Marini 1997). Důsledky predace na ptačí reprodukční strategie jsou komplexní a závisí na řadě faktorů ovlivňujících vztah predátor – kořist, jako jsou především obrana kořisti, druhová rozmanitost, početnost populací predátorů a typy podmětů, které využívají predátoři k nalezení hnízda kořisti. Jednotlivci (kořist) mohou reagovat na vysoký predanční tlak různě, a to buď snížením investice v jednom hnízdním pokusu, nebo ušetřením zdrojů na další hnízdní pokus (Milinoff 1989), nebo také vložení své investice do ochrany hnízdního pokusu (Barash 1975, Andersson a kol. 1980). Ptáci mohou snižovat své investice v jednom hnízdním pokusu redukcí velikosti snůšky, (Slagsvold 1982) současně snížením nákladů na výstavbu hnízda (Slagsvold 1989), popř. kladením vajec a péčí o mláďata (Slagsvold 1984, Bosque a Bosque 1995). Všechny tyto faktory ovlivní dobu expozice pro případnou predaci. Jako alternativa se nabízí zvýšení investice do výběru bezpečného hnízdního místa (Nilsson 1984, Martin 1988, Muller 1988).

1.2 Antipredační strategie ptáků

U antipredační strategie ptáků jsou obvyklé dva typy. Za první antipredační strategii kořisti lze považovat soubor adaptací směřujících k vyvarování se střetu s predátorem, poněvadž kořist se sama nemůže proti predátorovi účinně bránit. Za takové adaptace lze považovat zakrytí hnízd nebo jejich rovnoměrné rozložení v prostoru, který zvyšuje zastírání hnízdní aktivity a hnízdění v bezpečných habitatech (např.: Burger 1974, Nilsson 1984). Druhou antipredační strategií je koloniální hnízdění ptáků, kteří využívají společných organizovaných útoků (např. Andersson a Wiklund 1978).

Zakrývání hnízd v živočišné říši snižuje riziko odhalení predátory (Götmark a Ahlund 1984, Shimoda a kol. 1994, Orizaola a Brana 2003). U ptáků nalézáme hnízdní krypsi, jako je kryptické zbarvení vaječné skořápky (Haskell 1996) nebo inkubace krypticky zbarvených dospělých ptáků (Martin a Badayaev 1996). Kreisinger a Albrecht (2008) považují predaci za důležitý faktor v evoluci vedoucí k zakrývání hnízd, a to u druhů, které mají vejce nekryptická. Podle Weidingera (2002) to může být zvláště patrné u druhů hnízdicích na zemi, kde hnízdo samotné může přitahovat hnízdní predátory. Zakrývání hnízd výstelkou peří a stařinou u kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) má antipredační funkci v podobě hnízdní kypse. Kreisinger a Albrecht (2008) zjistili, že u tohoto druhu kachny hraje větší důležitost kryptického zbarvení inkubující samice než zakrývání snůšky hnízdním materiálem. Přítomnost samic na hnízdě významně zvýšilo přežívání hnízd (Kreisinger a Albrecht 2008). Navíc ptáci umísťují hnízda v místech krytých vegetací, která může snižovat riziko odhalení predátory (Clark a Shutler 1999). Albrecht a Klvaňa (2004) studovali hnízdní krypsi u kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), která hnízdí v husté pobřežní vegetaci. Z jejich výsledků vyplývá, že hnízda lépe ukryta ve vegetaci trpěla menší predací a zároveň inkubující samice předtím, než z hnízda utekla před blížícím se nebezpečím, nechala vetřelce přiblížit na menší vzdálenost. Autoři, například Götmark a Ahlund (1984), Opermanis (2004), Salonen a Penttinen (1988), poukazují na uplatnění kryptického zbarvení u druhů hnízdicích v otevřených habitatech s řídkou a rozptýlenou vegetací. Při nízkém zakrytí hnízd vegetací s vyšším rizikem predace se více uplatňuje obranné chování rodičů, kteří ochraňují hnízda (Cresswell 1997, Weidinger 2002). Kreisinger a Albrecht (2008) však nezjistili významný vztah mezi zakrytím hnízda obklopaného vegetací a rodičovskou aktivitou na hnízdě. Rodičovské inkubační chování kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) vedlo k lepšímu hnízdnímu úspěchu bez ohledu na zakrytí hnízd obrostlých vegetací. Hnízdění v husté vegetaci může znesnadňovat bezprostřední reakci kořisti na přibližujícího se predátora (Götmark a kol. 1995).

Přítomnost inkubujících rodičů na hnízdě může snižovat riziko predace přímou obranou hnízda (Montgomerie a Weatherhead 1988) nebo může blížící se predátory odradit (Opermanis 2004). Naproti tomu Skutch (1949) tvrdí, že pohyb na hnízdě nebo kolem hnízda během inkubačních přestávek slouží jako podnět pro diskriminaci hnízd predátory. Přítomnost inkubující krypticky zbarvené samice kachny divoké (*Anas*

platyrhynchos) může prokazatelně zvýšit přežívání hnízd (Kreisinger a Albrecht 2008). Obdobně Opermanis (2004) prokázal v pokusech s umělými hnízdy doplněnými o pasivní umělé atrapy kachen, že se predátoři takovým hnízdům vyhýbají. Přispění rodičovského chování k hnízdnímu úspěchu byl experimentálně odhalen na pěvcích (Cresswell 1997, Komdeur a Kats 1999, Remeš 2005). Obdobně se Cresswell (1997) přiklání k názoru, že přirozená hnízda kosa černého (*Turdus merula*), kde jsou přítomni dospělí ptáci, mohou hrát důležitou roli v hájení hnízda proti hnízdním predátorům, a to pravděpodobně proti strakám a sojkám. Obranné útoky kosů na straky a sojky jsou dobře zdokumentovány (Tebbutt 1968, Simms 1978, Cramp 1988). U vodních ptáků je aktivní ochrana hnízd známá u druhů velikosti husy, labutě a kajky (Andersson a Waldeck 2006, Samelius a Aulisauskas 2006). U koroptve polní (*Perdix perdix*) může sehrát významnou roli ve střežení hnízda samec. Beani a Dessi-Fulgheri (1998) popsali, že vzpřímený ostrážitý postoj samce je upřednostňován samicemi v době párování a může sehrávat důležitou roli ve varování samic před blížícím se nebezpečím ze strany predátorů. Vliv ukrytí hnízd koroptve polní však dosud nebyl ve strukturálně ochuzené polní krajině testován.

Odlišné rozmístění hnízd v prostoru může částečně znamenat adaptaci na rozdílné predanční tlaky (Picman 1988). Andersson a Wiklund (1978) se domnívají, že rovnoměrné rozložení kořisti je strategie, jak se vyhnout predátorům. Naproti tomu nápadné shlukovité koloniální hnízdění může být bezpečné vůči predátorům, ale může být limitováno omezenými hnízdními místy (např. Orians 1980) nebo vyžaduje zlepšení hnízdní obrany prostřednictvím společných útoků proti predátorům (např. Andersson a Wiklund 1978).

Picman (1988) testoval riziko predace třemi typy rozmístění hnízd (rovnoměrné, náhodné, shlukovité). Výsledky se lišily v závislosti na celkové době expozice hnízd a typu habitatu. Bez ohledu na dobu expozice hnízd v polootevřeném habitatu nejméně utrpěla hnízda s rovnoměrnou distribucí.

Porozumění výběru hnízdního habitatu je jedna z nejdůležitějších otázek v ptačí ekologii. Nilsson (1984), Martin (1988) a Muller (1988) uvádějí, že výběr místa pro hnízdění je důsledek predančního tlaku na populace ptáků. Cresswell (1997), Osborne a Osborne (1980) a Müller (1988) připisují chování kosů hnízdících ve skrytých místech antipredanční výhodu. Vyšší predace krkavcovitými ptáky je

zaznamenána na hnízdech umístěných nad zemí v křovinách oproti hnízdům založených na zemi (Muller 1987, Filliater a kol. 1994, Hannon a Cotterill 1998). Yahner a Cypher (1987) však rozdíl predovaných hnízd umístěných na zemi nebo nad zemí nezaznamenali u sojky chocholaté (*Cyanocitta Cristata*), stejně tak Sieving a Willson (1999) u sojky Stellerovi (*Cyanocitta stelleri*).

Poměrně málo prozkoumaná je antipredační strategie v podobě eliminace intenzity pachové stopy dospělými ptáky, exkrementů na hnízdě či v jeho bezprostředním okolí. Uvolňující se pach z hnízd může buď zvýšit (Swennen 1968, Green a Anthony 1989), nebo snížit (Petit a kol. 1989, Whelan a kol. 1994, Clark a Wobeser 1997) přežívání hnízd. Swennen (1968) zjistil, že kajky mořské (*Somateria mollissima*) v případě ohrožení své hnízdo a snášku defekují páchnoucí substancí, která má pravděpodobně repelentní účinky proti predátorům. Vyplašené kajky se potom vrací na hnízdo a pokračují v inkubaci. Páchnoucí substance je sice dobře nalezitelná predátory, avšak kvůli zápachu nepreferovaná (testováno na fretkách a krysách). Lze uvažovat i opačně, že přítomnost pachu z vlastního trusu zanechaným kolem hnízda vyrušenou samicí bude přitahovat predátory. Navíc u mnoha kachen se objevuje defekace hnízda při vyrušení člověkem, možná snad i přirozenými predátory (Clark a Wobeser 1997), avšak zda toto chování lze považovat za antipredační, je nejasné. Rozdílné složení sekretů kostrční žlázy v době před zahájením námluv a inkubací samic bylo zjištěno u jespáka rezavého (*Calidris canutus*) (Renekens a kol. 2005). Sekrety inkubujících ptáků byly průkazně méně nalézány čichově orientujícími se savci (testováno za pomoci psů) než sekrety produkované mimo období inkubace. Toto zjištění je v souladu s empirickými zkušenostmi myslivců, kdy v době sezení koroptví na hnízdě mají lovečtí psi problémy tato hnízda nalézt (Slaný 1947, M. Šálek ústní sdělení). Defekace a zanechání pachových stop z trusu ptáků může usnadnit predátorům vyhledávání kořisti. Většina pěvců sanuje své hnízdo od svého trusu a tím snižuje riziko predace od čichově orientujících se predátorům (Collias a Collias 1984). Ke snížení pachové stopy může přispět inkubační chování samic bez častých odchodů od hnízda. To se však obtížně studuje např. v případě koroptve hnízdicí v krytu vegetace.

Časté návštěvy při krmení altriciálních ptáčat na hnízdě vyvolávají větší riziko odhalení hnízd predátory. Skutch (1949, 1961) jako první navrhl tři možná řešení jak snížit riziko detekce predátory při návštěvách hnízd ptačími pěstouny. Prvním je snížení

početnosti vajec ve snůšce, druhým je maximalizování velikosti přinášené potravy a třetím je vyloučení krmení mláďat nerodičovských jedinců (krmení nehnízdících „helprů“). Výsledky studie (Eggers a kol. 2005) zkoumající chování sojky zlověstné (*Perisoreus infaustus*) prokázaly, že návštěvy rodičů na hnízdo probíhaly v období, kdy vizuálně orientující se krkavcovití ptáci byli méně aktivní. Navíc se intenzita návštěv v tomto období zvyšovala.

1.3 Schopnosti predátorů predovat hnízda

Clark a Wobeser (1997) uvádějí, že savčí predátoři se spoléhají více na čichové podněty, zatímco ptačí predátoři jsou považováni za vizuálně se orientující (např. Sugden a Beyersbergen 1986). V ptačí voliére byl proveden důkazný experiment, kdy byly vrány americké (*Corvus brachyrhynchos*) vystaveny různým smyslovým podnětům, které sloužily k nalezení umělých hnízd (Santisteban a kol. 2002). Pravděpodobnost predace vránami byla vysvětlena převážně nápadností (viditelností) hnízda. Sugden a Beyersbergen (1987) ukázali, že vrány téměř nepredují hnízda, která mají viditelnost menší než 20 %. Přežívání hnízda se tedy jeho zakrytím zvyšuje.

Co se týče sluchových podnětů detekovaných predátory snažících se nalézt hnízdo, predátoři ptačích hnízd reagují na žebravé volání mláďat (Haskell 1999, Briskie a kol. 1999). Avšak vrány rybí (*Corvus ossifragus*) ve voliérovém experimentu na tato volání nereagovaly (Santisteban a kol. 2002). Rice (1982) vysvětlil, že využití sluchových podnětů ptačími predátory vyžaduje značné morfologické, fyziologické a behaviorální adaptace, které jsou vlastní například sovám, ale ne vranám.

Čich je tradičně považován za slabě vyvinutý ptačí smysl. Tento obecně přijímaný fakt byl potvrzen experimentální studií (Santisteban a kol. 2002) na vranách amerických, když jim byla ve voliérách předložena umělá hnízda doplněná o čichovou složku, která nezpůsobila navýšení jejich predanční aktivity. Nicméně u kondorů a supů, kteří se živí zdechlinami na velké ploše svého zájmového území, se čichové schopnosti prokázaly (Waldvogel 1989). Krkavcovití ptáci se živí konzumací zdechlin pouze částečně, proto u nich nelze očekávat dobré olfaktorické schopnosti (Santisteban a kol. 2002). Harriman a Berger (1986) prokázali, že havrani (osm jedinců v testu) byli

schopni objevit aromatickou složku potravy ve výběrovém testu i při eliminaci vizuálních podnětů.

1.4 Opakované predачní návštěvy hnízd

Predační události bez další návratnosti predátorů na hnízda jsou mnohem častější (Cresswell 1997, Ortega a kol. 1998, Weidinger 2002, 2004, Remeš 2005, Styrsky 2005) než opakované predace (Martin a kol. 2000, Muchai a Plessis 2005). Opakované hnízdní osudy se mohou generovat odlišnými mechanismy. Opakované hnízdění ptáků ve stejných místech sdílí stejný soubor vlastností umístění hnízda. Tyto vlastnosti se mohou stát důležitými podněty ve snaze nalezení hnízd predátory, a to opakovaně a nezávisle (Santisteban a kol. 2002). Opakované snůšky vajec představují významný energetický zdroj potravy pro predátory hledající obživu v krajině. Hnízda mohou být více predována v oblastech, kde predátoři vyvíjejí největší aktivitu v rámci jejich domovského okrsku (Vigallon a Marzluff 2005, Schmidt a kol. 2006). Paměť predátorů, která může přispět k opakovaným predacím, byla zaznamenána u kun predujících hnízda v dutinách (Sonerud 1993, Sorace a kol. 2004) a u vran (Sonerud a Fjeld 1987). Zpěvní ptáci s otevřenými hnízdy zřídka opětovně volí stejné místo k zahnízdění, nelze proto očekávat (Weidinger a Kočvara 2010), že by se predátoři na tato místa opakovaně vraceli. Predátoři nejsou evolučně adaptováni na situaci spojenou s opětovnou návštěvou hnízd po období delším, než je trvání jednoho hnízdního pokusu (očekávaná krátkodobá návratnost na hnízdo). Jestliže je zaznamenána dlouhodobá návratnost predátorů na hnízda, lze pak očekávat, že predátoři tato místa vyhledávají kvůli jejich vzhledu (soubor vlastností sloužících jako podněty k nalezení hnízd predátory) nebo se hnízda nacházejí v místech s vyšší aktivitou predátorů. Podnětem k návratu predátorů na hnízda není jejich dlouhodobá paměť. Weidinger a Kočvara (2010) ve své studii dále rozlišili opakované krátkodobé (období jednoho hnízdního pokusu drozdovitých ptáků) a dlouhodobé návraty predátorů na hnízda. V krátkodobém horizontu se mezi dvojicí hnízd (reálné a umělé hnízdo) nenašla pozitivní korelace, která by vysvětlila efekt umístění hnízda. Proto autoři přistoupili na interpretaci pomocí krátkodobé paměti predátorů, kteří už jednou hnízdo predovali. Vícenásobné predace stejných hnízd za období, které je kratší než jeden hnízdní pokus, může představovat

adaptivní potravní strategii pro ty predátory, kteří nevyplení snůšku najednou. Například datli a sojky se vraceli na hnízda po 2 – 4 dnech poté, co předtím odnesli jedno vejce či mládě. Dlouhodobá návratnost predátorů (meziroční) však zjištěna nebyla. Možným důvodem je meziroční změna výskytů predátorů v prostoru, obměna jedinců v populaci během roku a změna vzhledu hnízdního místa kvůli vývoji vegetace. Výjimkou v této studii byl strakapoud velký (*Dendrocopus major*) a zdá se, že i veverka obecná (*Sciurus vulgaris*). Autoři zde totiž odhalili krátkodobou i dlouhodobou návratnost na hnízda zřejmě kvůli fidelitě a individuálním potravním strategiím obou druhů. Zmíněná studie přinesla tedy poměrně detailní poznatky z lesního prostředí, podobná studie ze zemědělské krajiny s poněkud odlišným spektrem predátorů však dosud chybí.

1.5 Predační riziko v rozličných habitatech, charakter krajiny

Picman (1988) zaznamenal nejvyšší ztráty vajec v rozvolněném lese tvořeném vrbami, tavolníky, nízkými dřevinami, jako jsou olše, topoly a břízy s hustým bylinným podrostem. Zatímco umělá hnízda umístěná na vlhkých loukách byla predována méně, v mokřinách nebyla predována téměř vůbec. Možným vysvětlením této skutečnosti je odlišná dostupnost hnízd pro různé predátory. V mokřinách byl zaznamenán převážně vodě dobře přizpůsobený predátor norek americký (*Mustela vison*), zatímco v rozvolněném lese působí mnoho terestrických savců a ptačích predátorů.

Andrén (1992) studoval výskyt krkavcovitých ptáků na gradientu krajiny les – pole. Zjistil, že s rostoucím podílem fragmentovaného lesa a polí se zvyšuje zastoupení predátorů, jako je straka obecná (*Pica pica*), vrána obecná (*Corvus corone*) a kavka obecná (*Corvus monedula*), zatímco sojka obecná (*Garrulus glandarius*) a krkavec velký (*Corvus corax*) preferovali lesní habitaty. Fragmentované krajiny obecně udržují vysoké počty predátorů – generalistů, jako jsou šelmy a krkavcovití ptáci (Chalfoun a kol. 2002a). Vysoký predační tlak je často zaznamenán v habitatových okrajích (tzv. „okrajový efekt“) (Andrén 1992) a rovněž uvnitř malých fragmentů habitatů (Crooks 2002), kde způsobuje nižší reprodukční úspěch lokálně hnízdících ptáků. Lidicker a William (1999) představili dva možné scénáře, kterými lze vysvětlit okrajový efekt. První vysvětlení předpokládá skutečnost, že predátoři z habitatu, kde je jejich vysoká

denzita, pronikají do habitatu s nižším výskytem predátorů a tím způsobí přechodové stádium mezi dvěma habitaty. Druhým vysvětlením je, že predátoři specialisti často využívají okraje habitatů kvůli dobrým potravním možnostem. Lze zde najít tzv. ekotonální efekt, který je podpořen mnoha studiemi (např.: Chalfoun a kol. 2002a, Heske 1995, Albrecht 2004, Hilty a Merenlender 2004). Lahti (2001) naopak ve své metaanalýze uvádí, že 58 % všech studií teorii okrajového efektu nepotvrzuje. Svobodová (2012) nepodpořila svými daty ani jeden možný scénář vlivu okraje habitatu na riziko predace hnízd. Predace byla první rok vyšší v habitatech vnitřku než okraje a druhý rok tomu bylo naopak. V pozadí tohoto fenoménu stojí bohaté společenství predátorů, které komplikuje přímé predikce vlivu okrajového efektu na ptačí populace. Důsledky ekotonálního efektu mohou významně ovlivňovat míru predace ve strukturálně relativně diverzifikovanější zemědělské krajině v porovnání s lesním prostředím a tím komplikovat interpretaci výsledků studií v polní krajině.

1.6 Metody hodnocení predáčního tlaku, design umělých hnízd

Vyhodnocení vlivu predáčního tlaku na hnízdní osud ptáků je založen na principech stanovujících míru predace na přirozených, a zvláště pak na umělých hnízdech (Martin 1995). Metodický předpoklad pro použití umělých hnízd je takový, že predátoři tato hnízda naleznou se stejnou pravděpodobností jako hnízda reálná (Martin 1987a). Předtím, než může být porovnávána míra predace mezi reálnými a umělými hnízdy, je potřeba uvažovat o metodologických omezeních při použití umělých hnízd (Rangen, Clark a kol. 2000). Na rozdíl od reálných hnízd chybí umělým hnízdům pach dospělých ptáků (Muller 1987, Gotmark 1992), rodičů, kteří navštěvují a brání hnízdo (Willebrand a Marcström 1998, Cresswell 1997). Umělá hnízda s nepřirozenými vejci mohou časem vlivem procesu mikrobiálního rozkladu neobvykle zapáchat (Major 1991). Důležitá je i úvaha o použití druhu vajec v souvislosti s potenciálními predátory schopnými predovat vejce v hnízdě. Myšovití hlodavci nejsou schopni rozbít křepelčí vejce, a proto jsou vhodné ke studiu větších druhů hlavních predátorů (Arango-Vélez a Kattan 1997, Craig 1998). Druhovému zastoupení predátorů na reálných a umělých hnízdech se může lišit, a proto je dobré před započítáním každého predáčního experimentu identifikovat hnízdní predátory jak na reálných, tak umělých

hnízdech (Part a Wretenberg 2002). Příčinou odlišného zastoupení predátorů reálných a umělých hnízd je použití typu vajec. Vejce z plastelíny více trpí predací myšovitých hlodavců kvůli svému zápachu (Rangen, Clark a kol. 2000). Picman (1988) ve své práci podle stavu vypleněných hnízd (zda obsahuje zbytky kousků vaječných skořápek nebo vejce zmizela celá) očekával rozdílné druhy predátorů. Tato metoda se však dnes jeví jako nespolehlivá.

Míra predace umělých hnízd může být ovlivněna četností návštěv badatelů při kontrole. Vyšší míru predace při každodenní kontrole hnízd v porovnání s jedinou návštěvou po skončení doby o délce inkubace zaznamenal Major (1990), proto se domníval, že při instalaci umělých hnízd může badatel zanechat lidský pach, který poslouží jako podnět k nalezení hnízda predátory. Hoi a Winkler (1994) tuto hypotézu testovali na transektech s odlišnou koncentrací lidského pachu naneseného na umělá hnízda, přičemž nezaznamenali rozdíl v predaci. Došlo se ovšem k protichůdnému výsledku testování vlivu pachu (pach zvěře, lidský pach, parfém, bez pachu) na riziko predace umělých hnízd od čichově se orientujících nočních savců, a to převážně mývala severního (*Procyon lotor*) (Whelean a kol. 1994). Experiment spočíval v tom, že badatel měl při instalaci a kontrole hnízd oděv a boty ošetřen příslušným pachem. Výsledek byl překvapující, hnízda v pokusu s pachem zvěře utrpěla predací dvojnásobně méně než hnízda s lidským pachem. Čichově orientující se predátoři tedy mohou využít lidského pachu poskytnutého experimentátorem k nalezení hnízda. Takové výsledky mohou přecenit význam čichově orientujících savců v dané studii. K použití umělých hnízd je tedy zapotřebí důležitého metodického kroku, který eliminuje zanechání lidského pachu v experimentu.

Nicméně práce s umělými hnízdy v uspořádaných experimentech je důležitá pro možnost získat statisticky přijatelný vzorek pro porovnání událostí nebo faktorů jinak obtížně zjištěných u dostatečného množství reálných hnízd.

1.7 Modelový druh: koroptev polní (*Perdix perdix*)

Koroptev polní (*Perdix perdix*) má evropsko-turkestánský typ rozšíření a byla vysazena i v Severní Americe (Hudec a kol. 2005). Tento druh obývá zejména nížiny ve středních zeměpisných šířkách jak s kontinentálním podnebím, tak i v menší míře

s oceánským klimatem. Vyskytuje se v mírných i stepních oblastech a taktéž může pronikat do boreální zóny a Středomoří (Cramp a Simmons 1979). Koroptev polní je stálým ptákem rozšířeným téměř po celém území České republiky. Nejhojněji se vyskytuje v nížinách a teplejších pahorkatinách, oblast jejího souvislého výskytu zasahuje asi po 600 – 800 m n. m. Vyskytuje se však místy ještě výše (Hudec a kol. 2005). Jedná se o sociálně monogamní druh, o potomstvo pečují oba rodiče (Carroll 1993). Jelikož snůšku inkubuje pouze samice, je její investice do reprodukce mnohonásobně vyšší než ze strany samce. Samec spolu se samicí vodí kuřata za potravou a varovnými signály upozorňuje na možné nebezpečí (Slaný 1947, Sekera 1959). Koroptev polní se vyznačuje jednou z největších snůšek mezi ptáky vůbec (Carroll 1993). Ke hnízdění využívá především meze a travní pásy s hustým podrostem, které skýtají dostatečný kryt pro hnízdo (Potts 1986). V současné době je v mnoha oblastech střední Evropy (ale například i v Severní Americe) těchto biotopů nedostatek, a koroptve pak hnízdí i na loukách a polích (Potts 1980). Hnízdo představuje důlek vyhloubený v zemi a vystlaný rostlinným materiálem. Snůška může přesahovat 20 vajec a samice ji inkubuje po dobu 21 – 26 dní (Slaný 1947, Cramp a Simmons 1980). Takto nákladná snůška s dlouhou dobou inkubace vyžaduje účinné mechanismy ochrany před potenciálními predátory.

Po drastickém snížení početnosti koroptve v Evropě ve 40. a 50. letech 20. století se jí proto začala věnovat zvýšená pozornost (např. Potts 1980). Za příčiny poklesu populace jsou pokládány změny ve způsobech zemědělského obhospodařování (Sekera 1959, Panek 1997), v úbytku nebo vymizení některých druhů hmyzu kvůli používání pesticidů (Potts 1986, Carroll 1990, Vodňanský 2001), v deštivém a chladném počasí zejména v době hnízdění (Vodňanský 2001), a ztráta vhodných hnízdních biotopů a s tím související zvýšený predací tlak (Panek 1997). Výsledkem je nepříznivá populační dynamika, v níž se silně uplatňuje vysoká mortalita dospělců (Potts 1980, Carroll 1990, Bro a kol. 1998), mláďat (Potts 1980, Bro a kol. 1998, Vodňanský 2001) i destrukce hnízd (Potts 1980, Tapper a kol. 1982). S tím souvisí nízká reprodukční úspěšnost dospělců (Potts 1980, Vodňanský 2001). Závažnost jednotlivých faktorů, a to především predace, je však dosud často pouze diskutována bez dobré znalosti příslušných jevů a s možnými rozdíly mezi oblastmi.

1.8 Predátoři koroptve polní

Krkavcovití ptáci plení hnízda s vejci, straky (*Pica pica*) a vrány (*Corvus corone*) aktivně vyhledávají hnízdící ptáky během jara, aby odhalily jejich hnízda (Tapper a kol. 1996). Lasice hranostaj (*Mustela erminea*) a krysy (*Rattus norvegicus*) predují vejce koroptví a mohou dokonce zabít dospělou samici. Ojediněle může lasice kolčava (*Mustela nivalis*) zabít koroptví kuřata. Hnízda s vejci plení také ježek (*Erinaceus* sp.). Zdivočelé domácí kočky mohou příležitostně ulovit i dospělou koroptev, stejně tak jezevec lesní (*Meles meles*). Pokud krahujec obecný (*Accipiter nisus*) objeví hejno s mladými ptáky, může jej také vyplenit do posledního (Tapper a kol. 1996).

Zástupci savců, jako jsou šelmy, představují skupinu, která významně přispívá k predaci hnízd mnoha ptáků (Weidinger 2009) a obecně dominuje v ekotonech les – louka (Šálek a kol. 2010). V okrajových habitatech mezi smíšeným lesem a loukou v jižních Čechách převládají (ze 76 %) mezopredátoři, čichově se orientující savci. Ze všech identifikovaných predaných událostí se na predaci experimentálních hnízd instalovaných v ekotonu les – polní krajina podílelo prase divoké (*Sus scrofa*) 41 % (Svobodová a kol. 2012.) Tato studie předkládá jeden z prvních záznamů, kdy napadla divoká prasata pozemní hnízda ptáků. Nejvyšší míra predace reálných hnízd koroptve byla zaznamenána v období kladení vajec a inkubace. Z 64 % byly za predaných událostí zodpovědné šelmy (savci), zatímco dravci (ptáci) pouze z 29 %. Početnost predovaných hnízd a predovaných koroptvích samic pozitivně korelovala s početností motáka pilicha (*Circus cyaneus*) a pochopa (*C. aeruginosus*). Naopak vztah mezi početností lišek, lasicovitých šelem a hnízdními ztrátami koroptví se neprokázal (Bro a kol. 2001). Regulace predátorů v průměrném ročním odlovu na 10 km² plochy (liška – 6, lasice hranostaj – 3, straka – 3, vrána – 6 jedinců) v období hnízdění koroptví vedla k 75 % navýšení srpnových počtů koroptví, a dokonce i početnost hnízdních párů byla následující rok po odlovu predátorů o 36 % vyšší než v letech, kdy se predátoři nelovili (Tapper a kol. 1996).

2 Cíle práce

V této práci byla soustředěna pozornost na vybrané mechanismy a okolnosti ovlivňující míru predace koroptvích hnízd v zemědělské krajině.

Hlavními cíli bylo zhodnotit vliv umístění hnízd v rámci hnízdního biotopu koroptve, vliv pachu peří samic a vliv strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace hnízd, dále zkoumat vnitrosezónní a mezisezónní návratnost predátorů na hnízdo, to vše za použití umělých hnízd v uspořádaných experimentech.

Doplňkové téma práce představovalo vyhodnocení inkubačního chování telemetricky značených samic na hnízdě a identifikace predátorů za použití videozáznamů na umělých hnízdech.

V práci byly hledány odpovědi na následující klíčové otázky:

- ✓ Zvyšuje typ umístění hnízda („nest site“) riziko hnízdní predace neboli pozice hnízda v rámci hnízdního biotopu?

Předpokládá se, že si koroptev vybírá místa pro své hnízdo s cílem minimalizovat riziko predace. Lze tedy očekávat, že umělá hnízda instalovaná na pozicích loňských či předloňských reálných hnízd budou méně, případně stejně, predována jako hnízda v sousedství.

- ✓ Vrací se predátoři koroptvích snůšek opakovaně k hnízdům v rámci sezóny?
- ✓ Existuje mezisezónní návratnost predátorů na hnízda?

Předpokládá se, že predátoři preferují jimi vybrané biotopy z důvodů potravních nebo úkrytových možností, a proto by stejně umístěná hnízda měla vykazovat shodný hnízdní osud mezi sezónami.

- ✓ Může pach z peří inkubujících samic ovlivňovat riziko napadení čichově se orientujícími predátory?

Lze očekávat, že pach inkubující samice zvyšuje pravděpodobnost nalezení hnízda olfaktoricky senzitivními savci.

- ✓ Může strukturálně pestrá krajina díky dostatečné nabídce vhodných hnízdních biotopů a vyšší potravní nabídce pro predátory snižovat riziko predace hnízd?
- ✓ Jsou opakované predачní návraty na hnízda způsobeny omezeným loveckým prostorem predátorů ve strukturálně chudé polní krajině?
- ✓ Motivují energeticky bohaté snůšky predátory opakovaně navštěvovat hnízda?

3 Metodika

3.1 Popis lokality

Výzkum proběhl ve dvou sezónách, a to na Milešínsku (sezóna 2011) na Vysočině a dále v oblasti okresu Svitavy (Dolní Újezd v sezóně 2011, v katastrech obcí Borová, Vendolí, Radiměř, Hradec nad Svitavou, Chmelík, Karle, Dolní Újezd v sezóně 2012).

První studijní oblast se nachází na východě kraje Vysočina (49° 23' N, 16° 12' E, viz příloha 2), průměrná nadmořská výška 530 m. n. m.) mezi obcemi Heřmanov, Nová Ves, Radňoves, Vidonín a Milešín a zaujímá přibližnou plochu 17 km². Celé území je tvořeno cca z 80 % obhospodařovanými plochami, na kterých se převážně pěstuje obilí, zejména pšenice setá (*Triticum aestivum*), a řepka olejka (*Brassica napus*). Mezi ostatními plodinami zde můžeme nalézt jetel luční (*Trifolium pratense*), lilek brambor (*Solanum tuberosum*), kukuřici setou (*Zea mays*) a mák setý (*Papaver somniferum*). Zbylou část krajiny tvoří meze, biopásy, remízy, louky, lesy a zástavby vesnic.

Druhá studijní oblast se nachází v jižní části Pardubického kraje (49° 48' N, 16° 20' E, viz příloha 1) v okolí měst, jako je Litomyšl, Polička, Svitavy, obce Dolní Újezd, Vidlatá Seč, Horní Újezd, Chmelík, Karle, Trstěnice, Vendolí, Radiměř, Hradec nad Svitavou, Borová a Oldřiš. Oblast s nejnižší nadmořskou výškou kolem 400 m. n. m. se nachází na Litomyšlsku, čemuž odpovídá skladba pěstovaných plodin, jako je kukuřice setá (*Zea mays*), pšenice (*Triticum* sp.) a řepka olejka (*Brassica napus*) pěstovaná ve velkých, scelených polních honech. Oblast Borové a Oldřiše u Poličky spadá do oblasti Českomoravské vrchoviny, která je díky geomorfologickým podmínkám obhospodařována v menších blocích, proto je zde vyšší zastoupení remízů a mezí. Zemědělství zde rovněž spočívá v obhospodařování pastvin a luk. Pěstování kukuřice seté (*Zea mays*) zde není tak rozsáhlé. Oblast Chmelíku a Trstěnice se vyznačuje menšími celky zemědělských ploch.

3.2 Metodika uspořádaných experimentů s umělými hnízdy

Vybrané lokace umístění hnízd byly nejprve označeny v terénních mapách a poté upřesněny v terénu při instalaci hnízd přes hodnoty souřadnic GPS. Všechna hnízda byla při kontrolách vyhledávána díky pomoci navigace GPS. Identifikace přes hodnoty tohoto zařízení byla zaznamenávána do terénních map a poté byla spolu s dalšími proměnnými ukládána do programu Microsoft Excel. Ve všech experimentech byla instalována umělá hnízda a v následujících kontrolách zjišťován jejich hnízdní osud (tj. hnízda buď přežila, nebo byla predována). Za predované hnízdo bylo označeno takové hnízdo, z něhož zmizelo alespoň jedno vejce.

3.2.1 Design experimentu na Vysočině (vliv umístění hnízda na rizika predace a mezisezónní návratnost predátorů na hnízda)

Umělá hnízda s křepelčími vejci byla rozmístěna v uspořádaných trojicích v rozličných biotopech. Biotopy byly vybírány v souladu s hnízdními pozicemi z let 2009 a 2010 (D. Rymešová a kol. nepublikované údaje). Spolu s umístěním na původní pozici reálného hnízda byla instalována dvě další umělá hnízda ve vzdálenosti 50 m, a to v témže a zároveň v sousedním biotopu. Každé hnízdo obsahovalo pět křepelčích vajec, která byla ponechána nezakryta. Celkem bylo instalováno 39 trojic, tedy 117 hnízd. Byl zaznamenán biotop, do kterého se umístilo hnízdo a odhadla se procentuální pokryvnost (zakrytí) hnízda vegetací. Pro vymezení biotopů byly použity čtyři kategorie habitatů (okrajová linie polní cesty, okrajová linie lesa či remízku, travní porost o výměře do 3 ha a polní biotop mimo linie, tj. více než 50 m od okraje. Za okraj linie polní cesty či lesa byla považována hnízda umístěná do 10 m od cesty či hranice lesa. Experiment byl započat 6. 5. 2011. Byly provedeny celkem 4 kontroly s osmidenními intervaly. Doba trvání celého experimentu tedy činila 32 dní.

Hlavním cílem v tomto pokusu bylo testovat hypotézu, zda se riziko predace hnízd liší v rámci hnízdního biotopu koroptve („nest site“ efekt) a zda lze očekávat stejný osud mezi sezónami na umělých hnízdech umístěných na pozicích loňských či předloňských reálných hnízd (mezisezónní návratnost predátorů na hnízda).

3.2.2 Design „pachového experimentu“ za pomoci umělých hnízd na Litomyšlsku

V různých biotopech byla instalována dvojice umělých hnízd vzdálených 50 m od sebe, z nichž jedno bylo doplněno peřím¹ koroptve nebo bažanta, druhé hnízdo (pouze s výstelkou suchého rostlinného materiálu) sloužilo jako kontrola. Vzdálenost mezi dvojicemi činila minimálně 300 m. Každé hnízdo obsahovalo čtyři bažantí vejce zakrytá starinou, přičemž celkem bylo instalováno 64 dvojic, tedy 128 hnízd. Stejně jako na Vysočině byla zaznamenána pokryvnost vegetace. Bylo využito pět typů biotopů (otevřený habitat, solitér, linie keřů, stromořadí, remíz). Otevřený habitat představuje umístění hnízda, kde se do vzdálenosti minimálně 70 m nevyskytuje žádná stromová či keřovitá vegetace. Linií keřů byl souvislý pás křovin o šířce minimálně 3 m a délce 150 m. Jako remíz byla označena skupina stromů či zapojený porost dřevin o výměře větší než 15 arů. S experimentem bylo započato 19. 5. 2011. Hnízda byla kontrolována čtyřikrát v sedmidenním intervalu a v případě predace byla snůška obnovena. Průměrná doba expozice hnízd tedy činila 28 dní.

Hlavním cílem v tomto experimentu bylo zjistit, zda pach peří ovlivňuje predací riziko hnízd.

3.2.3 Design experimentu na Svitavsku (vliv strukturální pestrosti polní krajiny na náhodné a opakované riziko predace)

Celkový počet 160 instalovaných hnízd byl rozdělen do čtyř lokalit podle strukturální pestrosti polní krajiny (velikost honů a zastoupení remízů a mezí v krajině). Nejnížší strukturální pestrost polní krajiny reprezentovala lokalita okolí obce Vendolí a naopak nejvyšší náležela oblasti v okolí obce Borová. Každá lokalita obsahovala 20 dvojic umělých hnízd, z nichž polovina byla soustředěna v polní krajině blízkosti lesa (méně než 200 m) a druhá polovina tuto vzdálenost převyšovala (v modelu je tato charakteristika krajiny označena jako vysvětlující proměnná – biotop). V rámci každé dvojice bylo vždy do jednoho náhodně vybraného hnízda vloženo pět bažantích vajec a

¹ Peří bylo získáno bezprostředně po úhynu samic obou kurů z voliérového odchovu a následně rozstříháno a uloženo do neprodyšných sáčků ke skladování v chladných podmínkách.

druhého jedno křepelčí vejce. Hnízda byla zakryta stařinou a umístěna ve vzdálenosti větší než 5 m kolmo na polní cestu. Stejně jako na předchozích lokalitách bylo zaznamenáno zakrytí (pokryvnost) hnízda vegetací. Práce na instalaci hnízd započala po 21. 5. 2012 a byly provedeny převážně 2 kontroly po 8 dnech. Třetí kontrola proběhla pouze u hnízd z důvodu odhalení návratnosti predátorů na hnízda, která byla predována při druhé kontrole.

Hlavním cílem v této studijní lokalitě bylo vyhodnotit, zda strukturální pestrost polní krajiny ovlivňuje riziko predace hnízd a zda opakované predачní návštěvy na hnízdech jsou způsobené omezeným loveckým prostorem ve strukturálně chudé krajině pro predátory nebo zda energeticky vydatné snůšky motivují predátory vracet se na hnízdo.

K vyhodnocení hypotézy opakovaných predací byla zvolena hnízda, která při první kontrole podlehla predaci ($n = 36$ pro bažantí, $n = 27$ pro křepelčí) a byl testován jejich opakovaný osud spolu s dalšími proměnnými.

Od strukturální pestrosti polní krajiny se může odvíjet početnost populací predátorů a krajina jako taková může nepřímo ovlivňovat interakci predátor – kořist. K interpretaci výsledků byla proto navíc využita také myslivecká statistika o odlovu predátorů v jednotlivých lokalitách.

3.2.4 Metodika vyhodnocení opakovaných predачních návštěv hnízd

I přes rozdílné uspořádání experimentů s umělými hnízdy mezi studijními lokalitami (odlišné použití typu vajec, odlišné biotopy) byly stanoveny následující tři nulové hypotézy k vyhodnocení opakovaných predачních návštěv u všech experimentů.

H0 (1): Frekvence opakované predace po uplynutí jednoho týdne na předem predovaných hnízdech se neliší od frekvence predace na předem nepredovaných hnízdech.

H0 (2): Frekvence opakovaných predací dříve nalezených hnízd se neliší od frekvence přeživších hnízd v následujících kontrolách již jednou predovaných hnízd.

H0 (3): Frekvence opakované predace při poslední kontrole (první predace nastala až při předposlední kontrole) se neliší od frekvence přeživších hnízd na poslední kontrole.

Uvedené hypotézy byly formulovány s cílem snáze pochopit a zdůvodnit možné mechanismy (okolnosti) opakovaných predáčnických událostí.

Opakované predáční návštěvy lze interpretovat dvěma způsoby:

- ✓ Predátoři opakovaně využívají stejných pochůzkových tras a tím stoupá šance na odhalení hnízd umístěných v blízkosti těchto tras.
- ✓ Predátoři se opakovaně vracejí k již jednou predovaným hnízdům díky svým paměťovým schopnostem.

K testování vlivu okolností (biotopy, pokryvnost, pach peří atd.) na opakované predáční události na hnízdech již předem predovaných na všech studijních lokalitách byl použit vždy jen vybraný soubor hnízd. Šlo vždy jen o ta hnízda, která byla poprvé predována a v následující kontrole vyhodnocena v hnízdním osudu, resp. byl hodnocen vždy jen osud těch hnízd, která byla kontrolována při následující návštěvě po první uskutečněné predaci.

3.2.5 Zpracování výsledků experimentu s umělými hnízdy

Terénní data byla po každé kontrole zpracována v programu Microsoft Excel. Po ukončení experimentu byla data seříděna a zpracována pro statistickou analýzu dat k vyhodnocení hnízdní úspěšnosti (v modelech reprezentováno vysvětlovanou proměnnou s binomickým rozdělením – predace versus přežití). K testování hypotéz byl použit statistický program R. Při hodnocení modelů, které obnášely mnoho proměnných, byly postupně eliminovány neprůkazné a nejméně přispívající prediktory směrem k nejjednoduššímu modelu s průkaznými efekty.

3.3 Metodika spojená s pořizováním videozáznamů inkubujících samic a záznamů predátorů na hnízdech

3.3.1 Nahrávky inkubujících samic dvou reálných hnízd

Koroptve byly odchyťvány v zimním období na zásypech a dále i do příklopné sítě za použití silného reflektoru v předhnízdním období. Všichni jedinci byli okroužkováni a vybaveni vysílačkou typu TW – 4 (Biotrack). Telemetrickým sledováním samic a za vydání značného úsilí při hledání hnízd se podařilo najít dvě reálná koroptví hnízda, která byla vybavena nahrávacím setem. Každý nahrávací set obsahoval miniaturní digitální videorekordér Yoko YK – 9107, hermeticky uzavřený olověný akumulátor Power ACCU 12V/40 Ah a kameru color CMOS 1/3" venkovní + 9x infra. Nahrávací sety byly k hnízdům umístěny v období po skončení snášky vajec. Kamery byly instalovány ve vzdálenosti 20 – 150 cm od okraje hnízda v závislosti na poloze hnízda, charakteru biotopu a také na zaostřovací vzdálenosti použité kamery. Od kamery vedl k vlastnímu nahrávacímu zařízení a akumulátoru cca 5 m dlouhý kabel, a to takovým způsobem, aby samice sedící na hnízdě nebyla při manipulaci s technikou bezprostředně rušena. Videorekordér byl umístěn v plastové schránce a připojen k externí kameře a akumulátoru. Po umístění nahrávacích setů k hnízdům bylo nutné jednou týdně stahovat a zálohovat získaný záznam a jednou za 3 – 4 dny měnit baterii. Právě pro tyto účely byly pořízeny dvě záložní baterie, které umožňovaly vybitou baterii ihned v terénu vyměnit za baterii novou, a tak v nahrávání nevznikaly nežádoucí prodlevy. Nahrávání dvou reálných hnízd za účelem sledování aktivity dvou samic na hnízdě probíhalo v období od 19. 5. do 24. 6. 2011. Záznam za toto období byl rozdělen do jednotlivých sekvencí v délce cca 3 – 4 min. Část videozáznamu byla kvůli pohybům a překryvům kamery vegetací pro jakékoliv analýzy nepoužitelná.

3.3.2 Nahrávky na umělých hnízdech k identifikaci predátorů

Nahrávání čtyř umělých hnízd bylo započato 6. 5. 2011 a skončeno 24. 6. 2011 v lokalitě na Milešínku na Vysočině, kde k lákání predátorů bylo použito 5 křepelčích vajec. Poté byly nahrávací sety přemístěny na Litomyšlsko, kde probíhalo nahrávání od 30. 6. 2011 až do konce července. K lákání predátorů na hnízda byla použita 4 bažantí vejce, která nebyla součástí experimentu s umělými hnízdy. Byla využita stejná technika jako při nahrávání samic při inkubaci.

3.3.3 Zpracování záznamů z nahrávek hnízd

Nahrávky hnízd byly vzhledem k jejich rozdělení do krátkých sekvencí o délce cca 3 – 4 minuty analyzovány prohlížením náhledů. V případě zaznamenané změny na hnízdě v podobě příchodu či odchodu samice nebo změny počtu vajec byla daná sekvence důkladně prohlédnuta v běžném přehrávači médií a byl zaznamenán přesný čas dané události včetně všech podrobností. Pro možnost rychlého vyhledání určité události byl navíc zaznamenán název souboru obsahující určenou sekvenci. Dále byla pozornost věnována počtu příchodů a odchodů samice, celkové době strávené samicí na hnízdě i mimo hnízdo a konečně také velikosti snůšky. Opět byla veškerá data získaná z videozáznamů zpracována v programu Microsoft Excel.

4 Výsledky

4.1 Vliv umístění hnízda na rizika predace a mezisezónní návratnost predátorů na hnízda (experiment Vysočina)

4.1.1 Vliv umístění hnízda („nest site“) na rizika predace

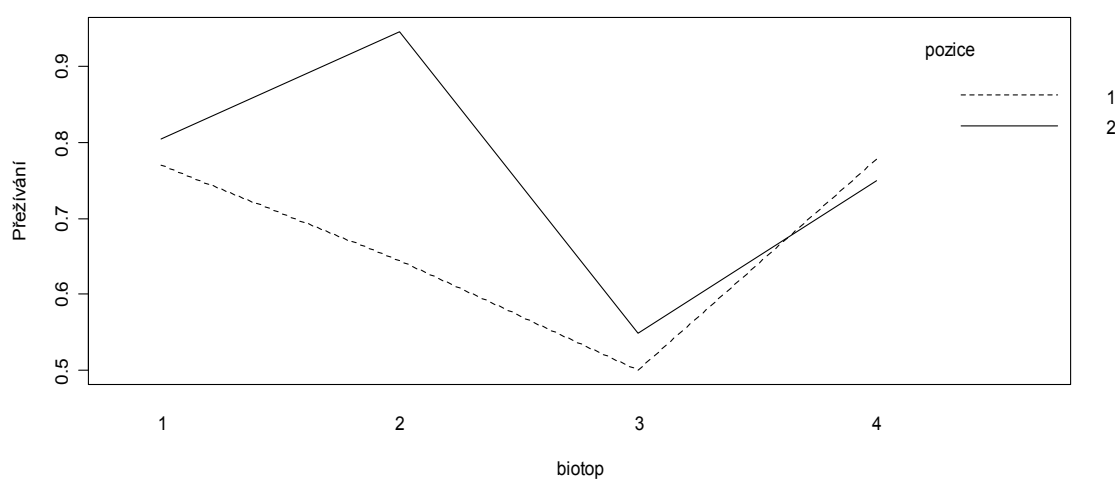
K testování vlivu umístění hnízda („nest site“) v rámci hnízdního habitatu koroptve na riziko predace hnízd byl použit zobecněný lineární model se smíšenými efekty (GLMM), kde jsem za pevné efekty zvolil pokryvnost, datum, biotop, pozici hnízda a jako náhodný efekt byla zvolena trojice hnízd. Výsledky modelu ukázaly signifikantní vliv pokryvnosti (GLMM, $\chi^2 = 9,201$; df = 1 a 6; P = 0,002) a vliv interakce pokryvnosti s biotopem (GLMM, $\chi^2 = 13,479$; df = 3 a 9; P = 0,003) na přežití umělých hnízd (viz tab. 1, 2). Bylo prokázáno, že v menších travních biotopech je riziko predace hnízd malé (tab. 1 a obr. 5), a to bez ohledu na zakrytí hnízd vegetací. V ostatních biotopech však na zakrytí hníz vegetací záleží (obr. 2, 3, 4). Efekt „nest site“ (v modelu – pozice) neboli vliv umístění hnízda v rámci hnízdního habitatu koroptve na riziko predace byl prokázán (tab. 1, 2 a obr. 1) pouze v biotopu s charakterem lesního okraje či remízu (GLMM, $\chi^2 = 13,181$; df = 6 a 12; P = 0,040). Efekty ostatních proměnných byly neprůkazné (tab. 1).

Tabulka 1 – Výsledky vysvětlujících proměnných (pokryvnost, biotop, pozice hnízd) na závislé proměnné (přežívání či predace hnízd)

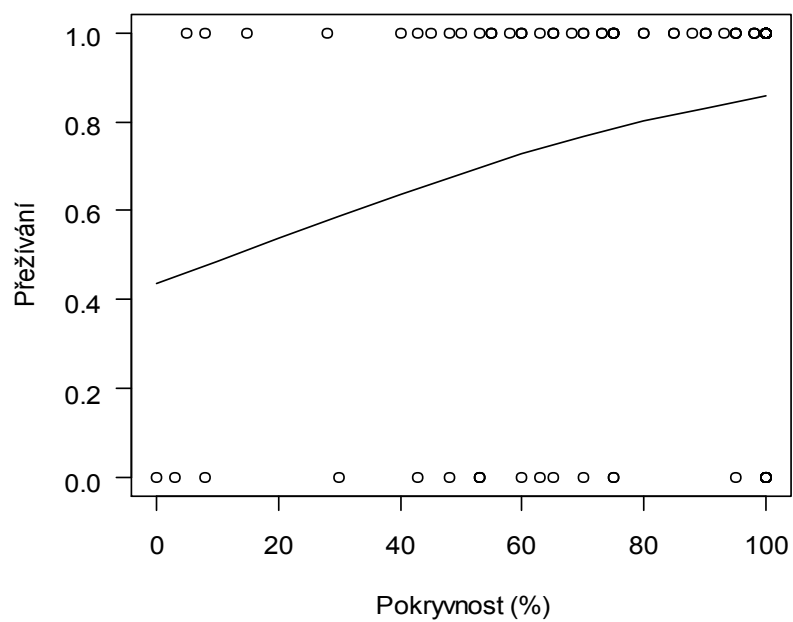
Prediktor	χ^2	df	P
pokryvnost	9,201	1,6	0,002
biotop	5,777	3,4	0,123
pozice	2,652	2,7	0,266
pokryvnost: biotop	13,479	3,9	0,003
biotop: pozice	13,181	6,12	0,040
pokryvnost: pozice	0,485	2,18	0,785

Tabulka 2 – Tabulka vysvětlujících proměnných, které měly průkazný vliv na hnízdní osud

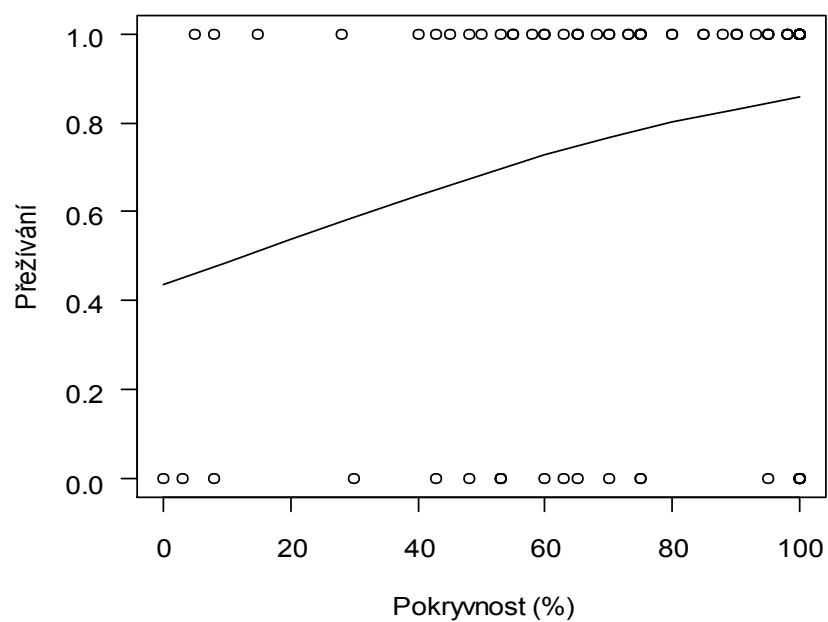
Člen	Estimate	SE	t – value
Intercept	0,578833	0,057275	9,967
pokryvnost	0,002621	0,000894	2,932
pokryvnost: biotop 2	-0,003072	0,001295	-2,373
pokryvnost: biotop 3	0,001099	0,001192	0,923
pokryvnost: biotop 4	-0,000697	0,001135	-0,614
biotop 1: pozice 2	0,015267	0,074156	0,206
biotop 2: pozice 2	0,388672	0,087968	4,418
biotop 3: pozice 2	-0,145104	0,100225	-1,448
biotop 4: pozice 2	0,015196	0,090527	0,168
biotop 1: pozice 3	0,254489	0,422505	0,602
biotop 2: pozice 3	0,109968	0,110544	0,995
biotop 3: pozice 3	-0,045663	0,069066	-0,661
biotop 4: pozice 3	0,164278	0,172080	0,955



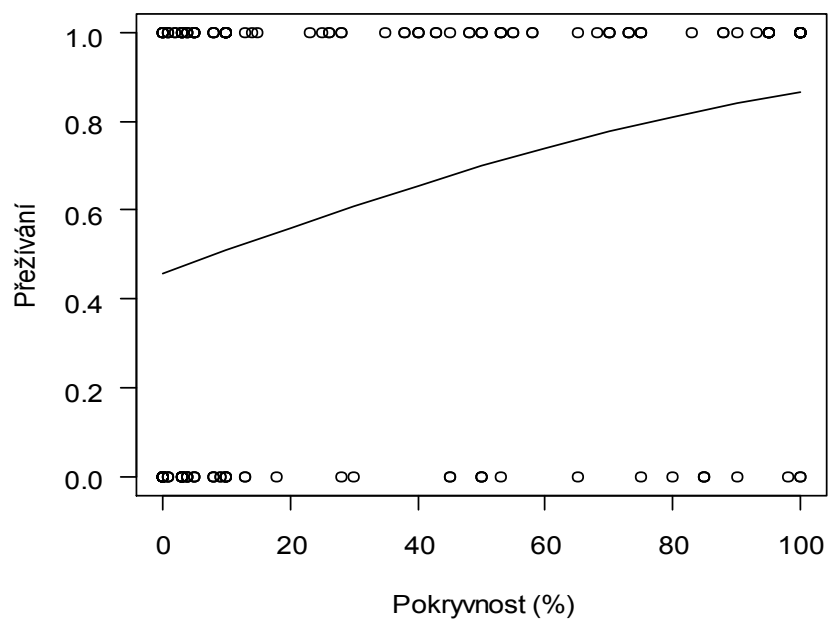
Obrázek 1 – Přežívání hnízd na pozicích reálných hnízd a v sousedství (1 – umělá hnízda umístěná na pozicích loňských či předloňských reálných hnízd, 2 – sousední hnízda umístěná ve stejném biotopu) v závislosti na biotopu (1 – okraj polní cesty, 2 – okraj lesa či remízu, 3 – umístění v poli, 4 – umístění v trvalých travních porostech) (n = 78)



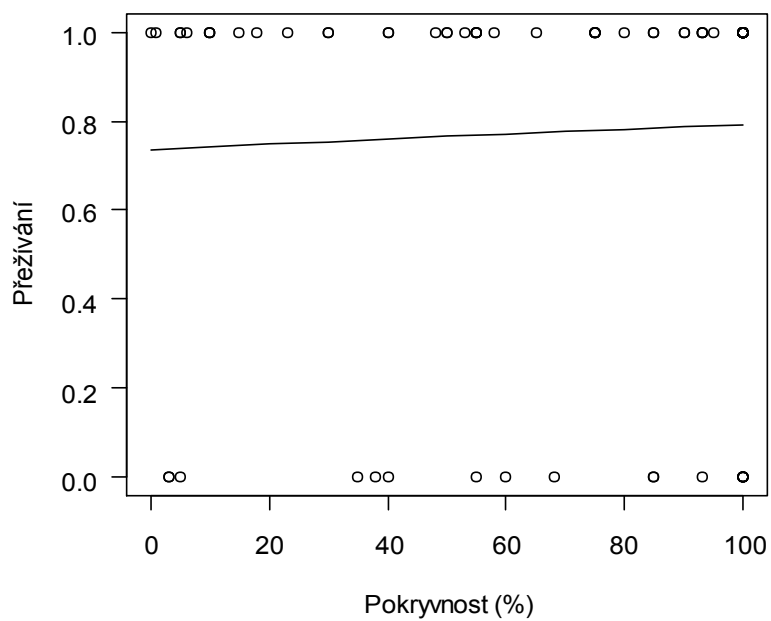
Obrázek 2 – Přežívání hnízd v okrajích polních cest v závislosti na zakrytí hnízda vegetací (n = 30)



Obrázek 3 – Přežívání hnízd v blízkosti lesních okrajů a remízů v závislosti na zakrytí hnízda vegetací (n = 23)



Obrázek 4 – Přežívání hnízd umístěných v polních plodinách v závislosti na zakrytí hnízda vegetací (n = 44)



Obrázek 5 – Přežívání hnízd v travních společenstvech v závislosti na zakrytí hnízda vegetací (n = 20)

4.1.2 Mezisezónní návratnost predátora na hnízdo

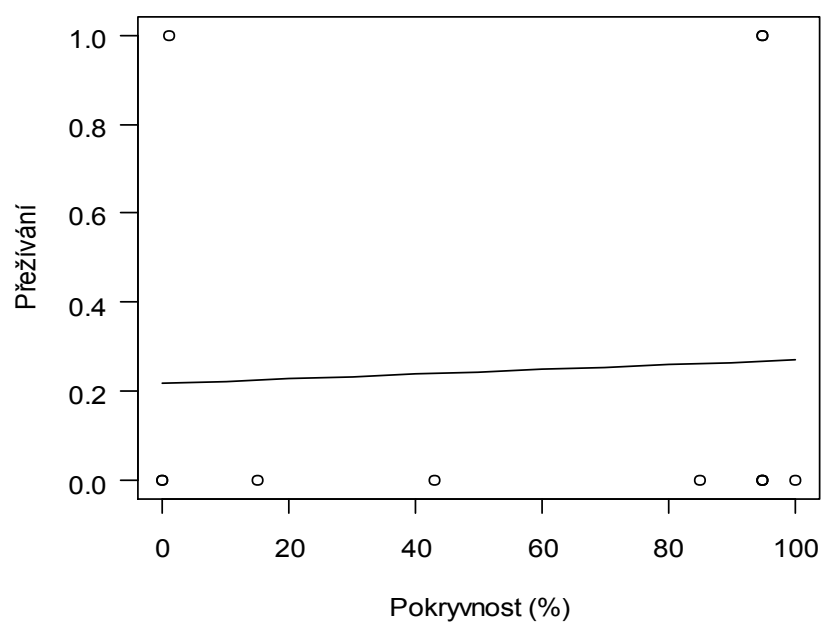
K testování vlivu předchozího hnízdního osudu (loňských či předloňských reálných přirozených hnízd) na osud umělých hnízd (opakované osudy hnízd mezi sezónami) byl použit zobecněný lineární model, v němž byla za vysvětlující proměnnou zvolena pokryvnost, osud loňských či předloňských reálných hnízd, biotop a rok. Marginálně nesignifikantně vyšel rok (GLM; $\chi^2 = 4,623$; df = 1; P = 0,057; loňská hnízda vykazovala vyšší míru přežívání než předloňská). Signifikantně (tab. 3, 4) však vyšla interakce pokryvnosti s osudem reálných hnízd (GLM; $\chi^2 = 8,411$; df = 1; P = 0,004), tzn. že umělá hnízda, která byla umístěna na pozici predovaných reálných koroptvích hnízd z předchozích let, byla predována opět bez ohledu na své zakrytí (obr. 6). Zatímco osud umělých hnízd umístěných na pozicích úspěšných reálných koroptvích hnízd z předchozích let závisel na zakrytí hnízd vegetací (obr. 7). Obdobně jako v předchozím modelu (viz kap. 4.1.1) vyšla interakce pokryvnosti s biotopem (GLM; $\chi^2 = 8,031$; df = 1; P = 0,008), viz také tabulka 3 a 4. Efekt ostatních proměnných byl neprůkazný (tab. 3).

Tabulka 3 – Výsledky vysvětlujících proměnných (osud loňských či předloňských reálných hnízd, pokryvnost, biotop, rok) na závislé proměnné (přežívání či predace hnízd)

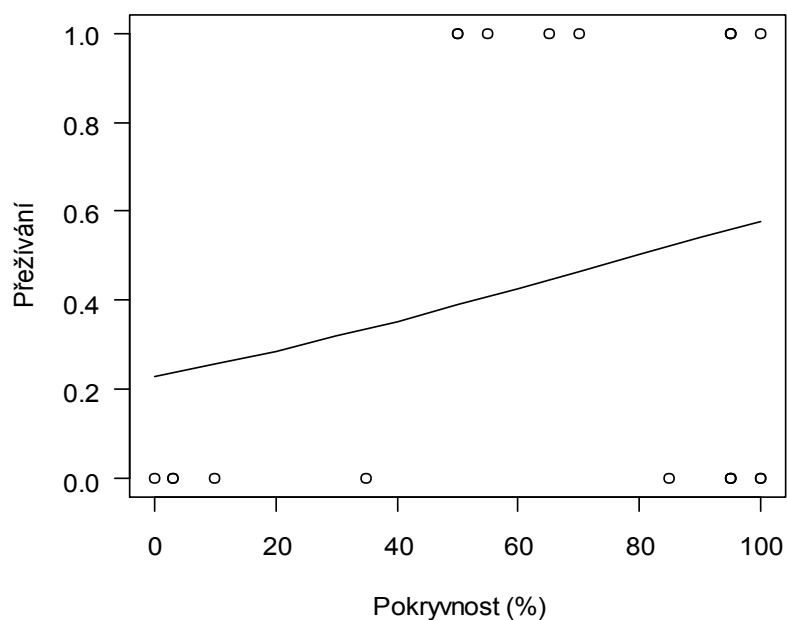
Prediktor	χ^2	df	P
pokryvnost	1,263	1	0,341
biotop	4,112	3	0,399
osud reálných hnízd	0,220	1	0,701
rok	4,623	1	0,057
biotop: osud reálných hnízd	3,273	3	0,517
osud reálných hnízd: rok	0,244	1	0,679
pokryvnost: osud reálných hnízd	8,411	1	0,004
pokryvnost: biotop	8,031	1	0,008
pokryvnost: rok	12,071	1	0,572

Tabulka 4 – Tabulka vysvětlujících proměnných, které měly průkazný vliv na osud hnízd umístěných na pozicích loňských či předloňských reálných hnízd

člen	Estimate	SE	t – value
intercept (pokryvnost: biotop (polní okraje))	-1.743167	1.028855	-1.694
pokryvnost: osud reálných hnízd - predována	0.009153	0.015084	0.607
pokryvnost: osud reálných hnízd - přežitá	0.016913	0.013308	1.271
pokryvnost: biotop (lesní okraje)	-0.115414	0.357507	-0.323
pokryvnost: biotop (uvnitř pole)	0.071314	0.071100	1.003
pokryvnost: biotop (travní porosty)	0.019795	0.015672	1.263



Obrázek 6 – Přežívání umělých hnízd umístěných na pozici predovaných loňských či předloňských reálných hnízd v závislosti na zakrytí hnízd vegetací (n = 11)



Obrázek 7 – Přežívání umělých hnízd umístěných na pozici úspěšných loňských či předloňských reálných hnízd v závislosti na zakrytí hnízda vegetací (n = 15)

4.2 Výsledky „pachového experimentu“ s umělými hnízdy na Litomyšlsku

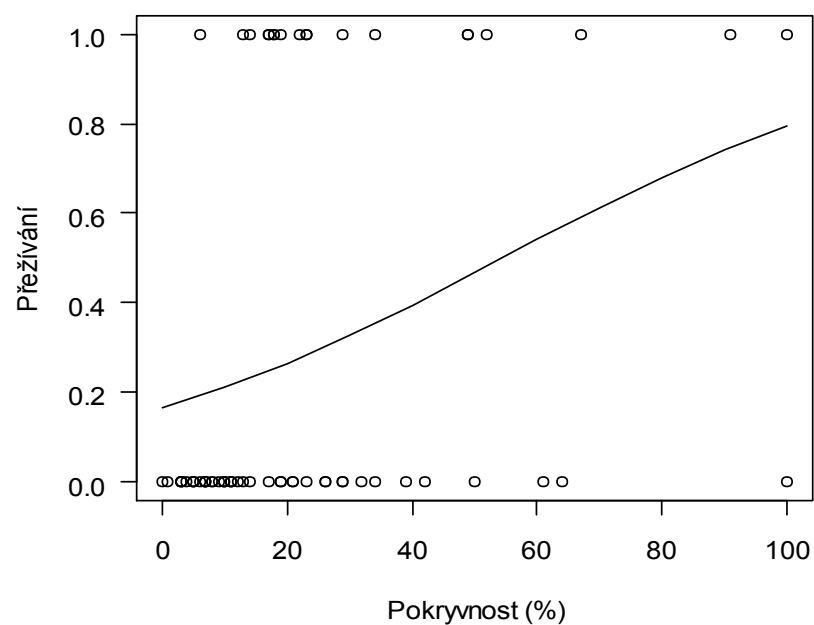
K testování vlivu pachu peří na riziko predace byl použit zobecněný lineární model se smíšenými efekty, kde byly za pevné efekty zvoleny biotop, pokryvnost, ne/pach peří a za náhodný efekt dvojice (jedno hnízdo s pachem a druhé bez pachu) a linie (hnízda byla umístěná podél liniových cest v malém zájmovém území). Výsledky opět poukázaly na signifikantní vliv pokryvnosti vegetace (GLMM, $\chi^2 = 4,136$; df = 1 a 9; P = 0,042) a interakci pachu peří s pokryvností (GLMM, $\chi^2 = 5,646$; df = 1 a 14; P = 0,018) na predaci umělých hnízd (viz tab. 5, 6 a obr. 8, 9). Tímto se tedy podařilo prokázat, že hnízda umístěná ve vegetaci, která dobře zakrývají hnízdo a jsou bez pachové složky peří, mají prokazatelně vyšší úspěch přežívání. Samotný pach peří přímo neovlivňoval riziko predace hnízd (GLMM, $\chi^2 = 4,165$, df = 1 a 9; p = 0,562). Nepodařilo se však prokázat vliv biotopu (viz tab. 5) na snížení rizika predace (GLMM, $\chi^2 = 2,520$, df = 4 a 6; p = 0,641). Stejně tak efekt ostatních proměnných byl neprůkazný (tab. 5).

Tabulka 5 – Výsledky GLMM, vliv vysvětlujících proměnných (pach, biotop, pokryvnost) na závislou proměnnou (přežívání či predaci hnízd)

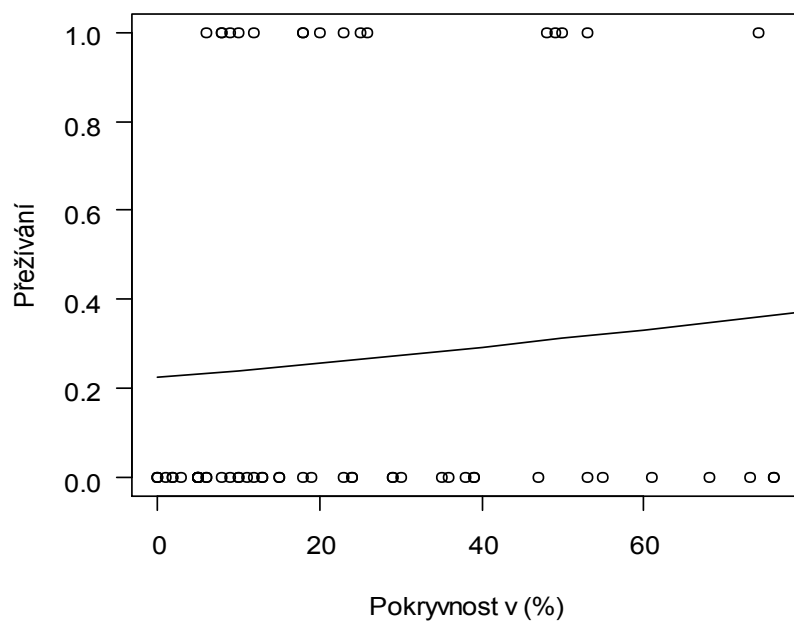
Prediktor	χ^2	df	P
pach	4,165	1,9	0,562
biotop	2,520	4,6	0,641
pokryvnost	4,136	1,9	0,042
pokryvnost: pach	5,646	1,14	0,018
biotop: pach	5,488	4,11	0,241

Tabulka 6 – Tabulka vysvětlujících proměnných, které měly průkazný vliv na přežití hnízda

Člen	Estimate	SE	t – value
intercept (pokryvnost:pach)	0.231399	0.074560	3.103
pokryvnost	0.002631	0.002077	1.266
pokryvnost: nepach	0.002966	0.002105	1.409



**Obrázek 8 – Přežívání hnízd v závislosti na zakrytí hnízda vegetací a při absenci pachu peří
(n = 64)**



**Obrázek 9 – Přežívání hnízd v závislosti na zakrytí hnízda vegetací a pachu peří
(n = 64)**

4.3 Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na náhodné a opakované riziko predace (experiment Svitavsko)

4.3.1 Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace

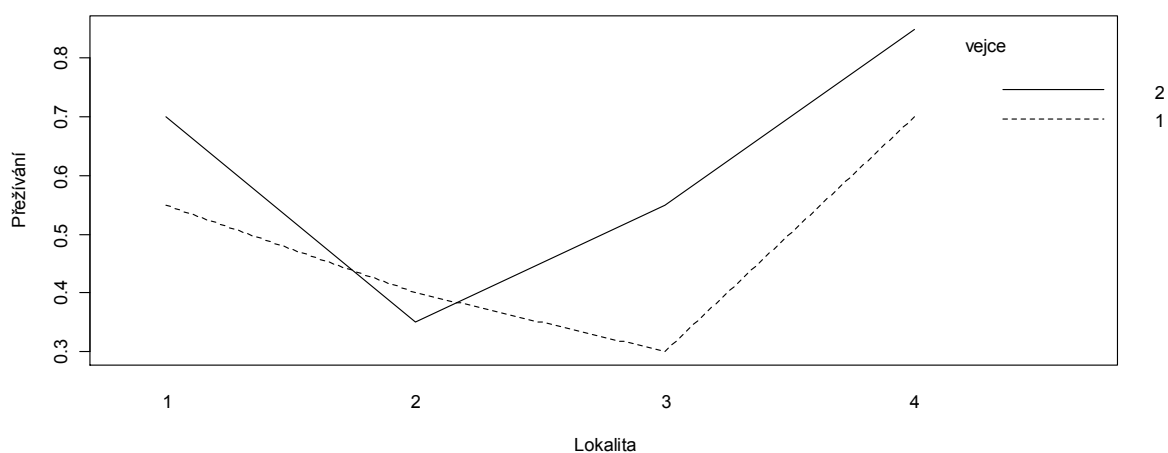
K testování efektu strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace byl použit zobecněný lineární model se smíšenými efekty, kde byla za pevné efekty zvolilena pokryvnost, lokalita, druh vajec (bažantí, křepelčí) a biotop. Za náhodný efekt byla určena dvojice hnízd. Výsledky modelu (tab. 8) prokázaly vliv pokryvnosti (GLMM, $\chi^2 = 23,964$; $df = 1$ a 4 ; $P = 9.816e-07$) na přežití hnízd. Statisticky významněji byla predátory nalézána hnízda s bažantími vejci (GLMM, $\chi^2 = 6,911$; $df = 1$ a 4 ; $P = 0,008$). Interakci pokryvnosti s druhem vajec lze ze statistického hlediska pokládat za významnou (GLMM, $\chi^2 = 8,797$; $df = 1$ a 9 , $P = 0,003$, viz tabulka 7, 8 a obr. 11, 12). Neprokázal se však vliv strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace (GLMM, $\chi^2 = 6,580$; $df = 3$ a 5 , $P = 0,087$). Nicméně z interakčního grafu (obr. 10) znázorňujícího vztah mezi lokalitou a typem vajec na přežívání hnízd je patrný trend, že největší míry přežívání dosáhla hnízda umístěná v lokalitě Borová s nejvyšší strukturální pestrostí polní krajiny, a to jak s křepelčími, tak i s bažantími vejci. Naopak nejméně přežívala hnízda na lokalitě Chmelík s relativně pestrá krajinnou s bažantími vejci a oblast Dolního Újezdu s nízkou strukturální pestrostí krajiny s křepelčími vejci. Přežívání umělých hnízd pochopitelně ovlivňuje denzita predátorů v krajině, jejichž početnost lze odvodit s určitou mírou spolehlivosti na základě odlovu (tab. 9). Efekt ostatních proměnných byl neprůkazný (tab. 8).

Tabulka 7 – Tabulka vysvětlujících proměnných, které měly průkazný vliv na úspěšnost přežívání hnízd

Člen	Estimate	SE	t – value
intercept (bažantí vejce)	8.87776	0.87650	10.129
křepelčí vejce	3.86016	0.95789	4.030
pokryv	0.11475	0.01942	5.909
křepelčí vejce: pokryv	-0.06713	0.02320	-2.893

Tabulka 8 – Výsledky vysvětlujících proměnných (vejce, pokryvnost, biotop, lokalita) na závislé proměnné (přežívání či predace hnízd)

Prediktor	Chisq	df	P
vejce	6,991	1,4	0,008
pokryvnost	23,964	1,4	9.816e-07
biotop	0,810	1,8	0,368
lokalita	6,580	3,5	0,087
lokalita:vejce	6,522	3,10	0,089
vejce: pokryvnost	8,797	1,9	0,003
vejce: biotop	0,316	1,13	0,574
biotop: pokryvnost	0,070	1,14	0,792



Obrázek 10 – Přežívání hnízd v závislosti na druhu vajec (druh vajec: 1 – bažantí, 2 – křepelčí) v odlišných lokalitách (lokalita: 1 – Vendolí, 2 – Dolní Újezd, 3 – Chmelík, 4 – Borová) s různou strukturální pestrostí (lokalita 1 a 2 – nízká strukturální pestrost krajiny, lokalita 3 a 4 – vysoká strukturální pestrost krajiny) (n = 160)

V tab. 9 o odloveh predátorů jsou uvedeny průměrné hodnoty o odlovu za posledních 5 let (2007 – 2011) v jednotlivých honitbách patřících do výzkumných lokalit.

Mezi savčí predátory, kteří byli předmětem mysliveckého lovu v uvedených lokalitách, patří:

liška obecná (*Vulpes vulpes*)

jezevec lesní (*Meles meles*)

kuna lesní a skalní (*Martes martes* a *Martes foina*)

prase divoké (*Sus scrofa*)

psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

norek americký (*Mustela vison*)

pes domácí (*Canis lupus* f. *familiaris*)

kočka domácí (*Felis silvestris* f. *catus*)

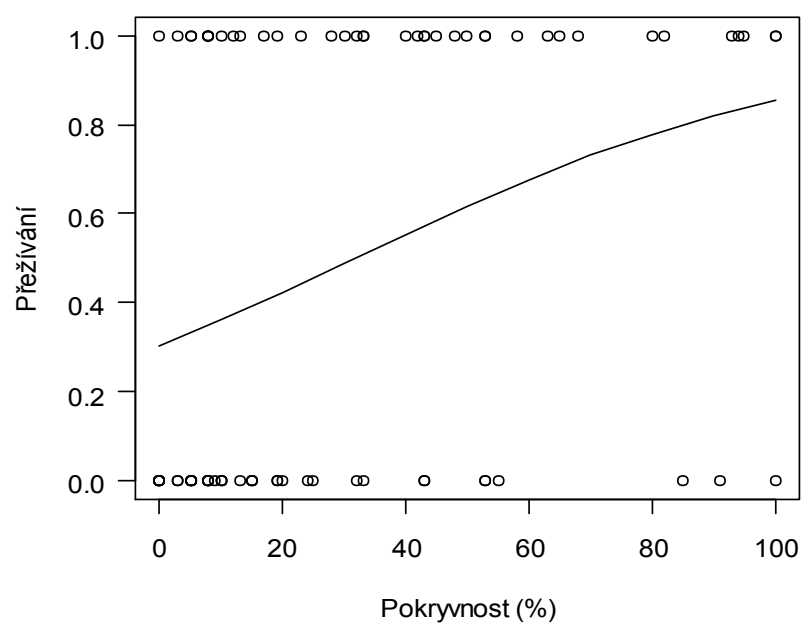
Mezi ptačí predátory, kteří byli předmětem mysliveckého lovu v uvedených lokalitách, patří:

straka obecná (*Pica Pica*)

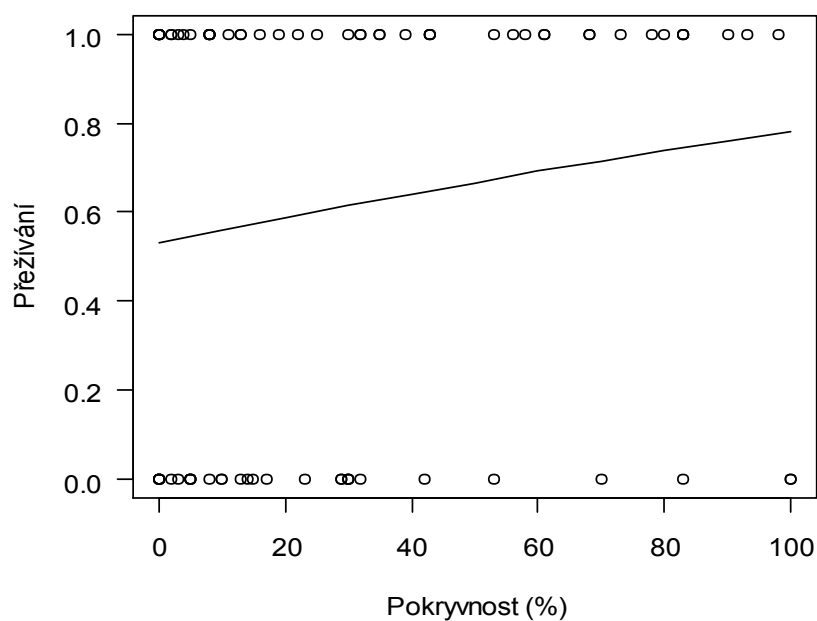
vrána obecná (*Corvus corone*)

Tabulka 9 – Tabulka průměrných hodnot odlovu predátorů za posledních 5 let v uvedených lokalitách přepočítaných na jednotku (počet odlovených jedinců na 1 km²)

lokalita	savčí predátoři	ptačí predátoři	predátoři celkem (kromě prasete)	prase divoké	celkem (včetně prasete)
Dolní Újezd	2,6	1,7	4,3	0,3	4,6
Chmelík	1,3	0,0	1,3	3,2	4,5
Borová	1,3	1,3	2,6	1,0	3,6
Vendolí	1,9	0,8	2,6	0,8	3,4



Obrázek 11 – Přežívání umělých hnízd s bažantími vejci v závislosti na zakrytí hnízd vegetací (n = 80)



Obrázek 12 – Přežívání umělých hnízd s jedním křepelčím vejcem v závislosti na zakrytí hnízd vegetací (n = 80)

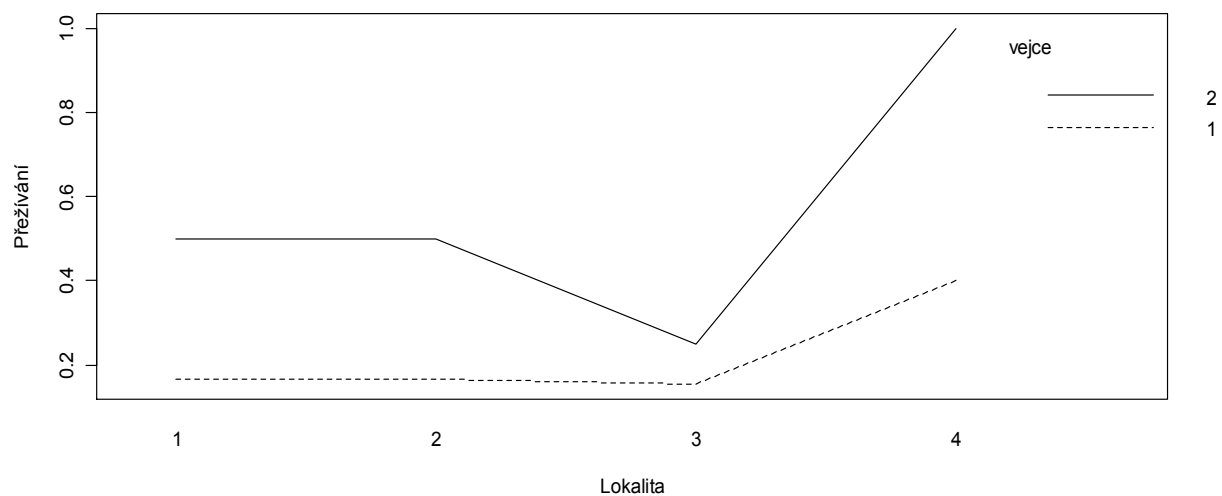
4.3.2 Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na opakované predачní návštěvy hnízd

K testování efektu vlivu strukturální pestrosti polní krajiny na opakované predачní návštěvy na hnízdech byl použit zobecněný lineární model se smíšenými efekty, kde byly jako čtyři pevné efekty zvoleny pokryvnost, lokalita, biotop a druh vajec (bažantí, křepelčí) a jeden náhodný efekt dvojice hnízd.

Výskyt opakovaných predачních událostí na bažantích hnízdech byl signifikantně vyšší (tab. 10) v porovnání s predací křepelčích hnízd (GLMM, $\chi^2 = 6,193$; df = 1 a 7, P = 0,013). Efekt strukturální pestrosti polní krajiny na riziko opakovaných predачních návštěv na hnízdo nebyl prokázán (GLMM, $\chi^2 = 2,000$; df = 3 a 4; P = 0,572). Efekt ostatních proměnných se neuplatnil (viz tab. 10). Výskyt opakovaných predачních událostí v jednotlivých lokalitách zachycuje obrázek 13.

Tabulka 10 – Vliv vysvětlujících proměnných na riziko opakovaných predачních návštěv na hnízdo

Prediktor	Chisq	df	P
pokryvnost	1,708	1,6	0,191
lokalita	2,000	3,4	0,572
vejce	6,193	1,7	0,013
biotop	2,315	1,8	0,128
pokryvnost: vejce	2,634	1,9	0,105
lokalita: vejce	2,083	3,10	0,555
biotop: vejce	2,153	1,13	0,142
pokryvnost: lokalita	3,522	3,14	0,318
lokalita: biotop	3,790	3,17	0,285



Obrázek 13 – Přežívání opakovaně instalovaných snůšek po předchozí predaci v závislosti na vydatnosti snůšky (1 – bažantí, 2 – křepelčí) v jednotlivých lokalitách (1 – Vendolí, 2 – Dolní Újezd, 3 – Chmelík, 4 – Borová) s různou strukturální pestroostí (lokalita 1 a 2 – nízká strukturální pestrost krajiny, lokalita 3 a 4 – vysoká strukturální pestrost krajiny) (n = 63)

4.4 Vyhodnocení opakovaných predaných návštěv hnízd

Stanovené hypotézy (viz metodika) byly testovány prostřednictvím testu procentických proporcí a zbylé hypotézy Chí – kvadrát statistikou. Frekvence opakované návštěvy po týdnu na předešle predovaných hnízdech se průkazně lišila od frekvence predace na předem nepredovaných hnízdech na všech studovaných lokalitách (viz tab. 11). Z toho lze usoudit, že vyhledávací úsilí predátorů se po týdenní kontrole plošně nezvýšilo (tj. nebyla více nalézána další dosud nepredovaná hnízda), ale predátoři se specializovali na místa předchozího úspěchu.

Tabulka 11 – Výsledky testu, zda se liší frekvence opakovaných návštěv na předem predovaných hnízdech od frekvence predace na předtím nepredovaných hnízdech

Lokalita	druh vajec	počet vajec	poměr predovaných ku nepredovaných v %	p
Litomyšlsko	bažantí	4	73 / 26	0,0001
Vysočina	křepelčí	5	46 / 25	0,0205
Svitavsko	bažantí	5	84 / 25	0,00001
Svitavsko	křepelčí	1	57 / 23	0,0098

Výsledky druhé hypotézy (tj. frekvence opakovaných predací dříve nalezených hnízd se neliší od frekvence přeživších hnízd v následujících kontrolách již jednou predovaných hnízd) přinesly zajímavé zjištění, že k opakovaným predaným návštěvám docházelo průkazně častěji (tab. 12, 13) u hnízd s bažantími vejci. Tabulky 14 a 15 shrnují výsledku testu opakovaných predaných událostí na křepelčích hnízdech. Z hnízd, která byla predována ke konci průběhu experimentu (tj. pravděpodobně mimo lovecké trasy predátorů nebo v místech málo navštěvovaných predátory), byla signifikantně častěji predována hnízda bažantí.

**Tabulka 12 – Výsledky analýzy opakovaných predaných návštěv na hnízdech za použití 4
bažantů vajec na Litomyšlsku**

	χ^2	df	p – value	n
H0 (2)	36,818	1	1.297e-09	55
H0 (3)	16,667	1	4.456e-05	24

**Tabulka 13 – Výsledky analýzy opakovaných predaných návštěv na hnízdech za použití 5
bažantů vajec na Svitavsku**

	χ^2	df	p – value	n
H0 (2)	16	1	6.334e-05	36
H0 (3)	5,333	1	0,021	12

**Tabulka 14 – Výsledky analýzy opakovaných predaných návštěv na hnízdech za použití jednoho
křepelčího vejce na Svitavsku**

	χ^2	df	p – value	n
H0 (2)	0,154	1	0,695	26
H0 (3)	0	1	1	12

**Tabulka 15 – Výsledky analýzy opakovaných predaných návštěv na hnízdech za použití 5
křepelčích vajec na Vysočině**

	χ^2	df	p – value	n
H0 (2)	0,1579	1	0,6911	57
H0 (3)	0,143	1	0,7055	7

4.4.1 Okolnosti predáčních rizik ovlivňujících opakované predáční návštěvy hnízd

K testování vlivu okolností (pokryvnost, biotop, pach peří, pozice) na opakované predáční události byl použit zobecněný lineární model s mixovanými efekty (dvojice hnízd) na všech studijních lokalitách. Za marginálně nesignifikantní výsledek lze považovat vliv pachu peří na opakované predáční návštěvy (GLMM, $\chi^2 = 3,460$; $df = 1$ a 8 ; $P = 0,063$). Bylo zjištěno, že zakrytí hnízd vegetací nesnižuje jejich riziko odhalení predátory při opakovaných predáčních návštěvách (tab. 16, 17). Efekt ostatních proměnných se neuplatnil (tab. 16, 17).

Tabulka 16 – Vliv vysvětlujících proměnných na opakované predáční události na hnízdech, experiment Vysočina

Prediktor	Chisq	df	P
pokryvnost	0,052	1,6	0,820
biotop	3,279	3,4	0,351
pozice	3,378	2,7	0,185
pokryvnost: biotop	4,503	3,9	0,212
pokryvnost: pozice	0,878	2,12	0,645

Tabulka 17 – Vliv vysvětlujících proměnných na opakované predáční návštěvy na hnízdech, experiment Litomyšlsko

Prediktor	Chisq	df	P
biotop	2,280	4,5	0,684
pach	3,460	1,8	0,063
pokryvnost	0,280	1,9	0,597
pokryvnost:pach	0,682	1,10	0,409
pach: biotop	1,908	4,11	0,753

4.5 Výsledky inkubačního chování dvou samic

Samice označená (ID 169) seděla nepřetržitě na vejcích v průměru 9 h 21 min a průměrná doba mimo hnízdo byla 38 min. Podle čitelného nepřetržitého sedmidenního záznamu tato samice opouštěla hnízdo ve třech dnech 2x za den, přičemž odchod z hnízda byl poměrně pravidelný jak v ranních hodinách (v 7:39, 9:55, 10:22), tak v pozdních hodinách odpoledních (15:11, 16:15, 17:32). Ve třech dnech odcházela z hnízda 3x za den (ranní odchody: 6:30 – 8:20, polední: 10:46 – 12:56, pozdně odpolední ve stejných časech jako v předchozím případě s dvěma odchody za den). Samice v jednom dni opustila hnízdo pouze jednou, a to v 7:25.

Samice označená (ID 82) inkubovala snášku nepřetržitě v průměru 14 h 19 min a průměrná doba mimo hnízdo činila 1 h 5 min. Z čitelného dvou denního záznamu tato samice opouštěla hnízdo v obou dnech pouze jednou, a to v 10:45 a ve 12:15. V ostatních dnech doby odchodu z hnízda spadaly do ranních hodin (9:04 – 10:45), poledních (12:15 – 13:42) a večerních (17:00 – 17:32).

4.6 Výsledky záznamů predátorů na umělých hnízdech

V lokalitě na Milešínsku se podařilo zaznamenat pouze jedinou predáčnickou událost, a to případ ježka (*Erinaceus* sp.), který navštívil hnízdo v obilném lánu v nočních hodinách (0:28), kde všechny křepelčí vejce během 12 min rozbil a vaječný obsah zkonsumoval. Všechny vaječné skořápky byly při kontrole nalezeny poblíž hnízda. Ježek se na hnízdo ještě dvakrát vrátil po krátkém čase (po 2 min od vyplenění snůšky).

Na lokalitě Dolní Újezd u Litomyšle bylo zaznamenáno 8 případů napadení hnízda kunou (*Martes* sp.). V 6 případech byla snůška predována celá, ve dvou případech kuna odnesla po jednom vejci a na hnízdo se již nevrátila. Ve dvou případech před odnesením prvního vejce kuny očichávaly hnízdo a blíže prozkoumávaly terén kolem hnízda. Časové intervaly mezi odnášenými vejci činily v průměru 4 min.

V jednom případě se kuna pro druhé vejce vrátila až po 4 h a pro třetí po 1 h po druhém vejci. Ve dvou případech se kuny vracely po odnesení všech vajec zpátky na hnízdo a prozkoumávaly, zda se tam nějaké vejce ještě nenachází. Byl zaznamenán případ, kdy se kuna vracela po jedné minutě po odnesení posledního vejce, a v druhém případě po 24 min.

5 Diskuze

5.1 Vliv umístění hnízda („nest site“) v hnízdním biotopu koroptve na rizika predace hnízd

Vliv umístění hnízda v rámci hnízdního biotopu koroptve na riziko predace (efekt „nest site“) se uplatnil pouze v habitatu s charakterem lesního okraje či remízu. Umělá hnízda umístěná na pozicích predovaných i úspěšných reálných hnízd v předchozích dvou sezónách utrpěla predací více, než sousední umělá hnízda umístěná 50 m od těchto hnízd v témže biotopu. To znamená, že koroptev v biotopu uvedeného charakteru staví své hnízdo na méně bezpečném mikrobiotopu před predátory. Možná interpretace bezpečnosti mikrobiotopu vůči predaci spočívá v častém využívání vybraných vrcholků stromů a křovin jako vyhlídek, které slouží pro vizuálně se orientující ptačí predátory, jimiž jsou např. krkavcovití (Berg a kol. 1992). Krkavcovití predátoři tak mohou mapovat jimi vymezený prostorový segment krajiny, který se v konečném důsledku promítne na predaním riziku hnízd. Jinými slovy z jiné pozice posedových míst mohou být predátoři limitováni ve výhledu okolní vegetací, díky které se úspěšnost vyhníždění koroptve zvyšuje. V rámci hnízdního biotopu koroptve se pravděpodobně vyskytuje mozaika mikrobiotopů s rozdílnou mírou predaním rizika. Nelze však v tuto chvíli najít jednoznačný společný atribut pro všechny tyto pozice a zdá se proto, že pozorovatel nemůže svým vnímáním biotopu simulovat odpovídající přístup predátora. Preference obdobného mikrohabitatu hnízdícími koroptvami a hnízdními predátory nastiňuje možnost, že se koroptev ocitá v roli ekologické pasti na úrovni mikrobiotopu.

V ostatních biotopech (okraje polních cest, polní biotop mimo linie a trvalé travní porosty) vliv umístění hnízd v rámci hnízdního mikrobiotopu koroptve na riziko predace nebyl zaznamenán. Morris a Gilroy (2008) prokázali, že ptáci hnízdící v okrajích polí do vzdálenosti 100 m od okraje více trpí predací. Převážná většina hnízd (reálných a umělých) se ve vymezené studijní lokalitě nacházela v polních okrajích reprezentovaných příkopy polních cest, blízkostí lesních okrajů, remízů a v polních plodinách představujících preferovaný biotop jak pro hnízdící koroptev, tak

pravděpodobně pro hnízdní predátory. Je tedy dosti pravděpodobné, že většina studovaných hnízd se nacházela v biotopech s charakterem ekologické pastí.

5.2 Efekt biotopu

Predační riziko hnízd se nelišilo mezi biotopy představujícími polní okraje, lesní okraje a velké scelené polní hony. Vykazovalo obdobný trend – s rostoucím zakrytím hnízda vegetací se zvyšovala míra přežití hnízda. Odlišný trend byl zaznamenán v travních biotopech, kde míra predace dosahovala neměnných nízkých hodnot s měnícím se zakrytím hnízd vegetací. Toto zjištění je částečně v souladu se závěrem, který učinili Morris a Gilroy (2008) v predací studii na skřivanu polním (*Alauda arvensis*) v zemědělské krajině, kde zaznamenali uvnitř travních pásů o šířce 6 m relativně vysokou míru přežívání hnízd, pravděpodobně kvůli dobrému zakrytí hnízd hustou a plazivou vegetací. Dobré zakrytí hnízd z pohledu experimentátora shora nemusí ještě znamenat dobré zakrytí hnízda pro pozemně pohybujícího se predátora využívajícího bočního pohledu při příchodu na hnízdo. Je dost pravděpodobné, že polní plodiny typu řepky olejky či ozimé pšenice z pohledu shora sice poskytují dobré zakrytí hnízda, avšak boční zakrytí hnízda je relativně malé. Naopak u zapojených, hustých travních porostů může být míra bočního zakrytí hnízd vysoká a může tedy spolehlivě snižovat riziko predace savčími predátory. Nabízející se argument horší prostupnosti hustého travního porostu koliduje s faktem, že nižší predaci podléhala i hnízda v nízké travní vegetaci. Jako možné vysvětlení stejné míry přežívání hnízd bez ohledu na jejich zakrytí vegetací v travních biotopech se nabízí simulovaná umělá koroptví hnízda, která unikla predaci díky hojnému zastoupení alternativní kořisti.

Oportunističtí predátoři, jako je většina hlavních predátorů koroptve (např. liška, jezevec), jsou známi svým sdružováním v místech s nejdostupnějšími potravními zdroji, jako jsou bezobratlí a drobní savci. V období, kdy je půda vlhká, se velmi spoléhají na žížaly (Lucherini a Crema 1995). V travních okrajích se vyskytuje početnější zastoupení drobných savců (v přepočtu na biomasu trojnásobně více než v běžných polích) (Shore a kol. 2005). Vysoká populační hustota drobných savců v polích s travními okraji může vést ke zvýšení případů střetu s predátory. Takovým

jedincům je tak umožněno rozvíjet „search image“ na kořisti a tím navodit hustotně závislou funkční odpověď (Roos 2002). Hledání kořisti v travních biotopech nelineárního tvaru může představovat pro savčí predátory větší lovecké úsilí a více času stráveného pátráním po nehojně kořisti (několik koroptvích hnízd), samotný lov se tak může jevit jako energeticky nevýhodný. Jednoznačné vysvětlení pro nižší predaci v travních porostech se však nenabízí.

Výběr vhodného biotopu spolu s dostatečným ukrytím hnízda ve vegetaci lze u koroptve považovat za jednu z možných antipredačních taktik snižující riziko predace.

5.3 Mezisezónní návratnost predátorů na hnízdo

Reálná přirozená hnízda, která byla predována v loni či předloni (rok 2009 a 2010), vykazovala stejný osud (podlehla predaci) bez ohledu na své zakrytí vegetací. Naproti tomu osud umělých hnízd umístěných na pozicích loňských či předloňských úspěšných hnízd závisel právě na vegetačním zakrytí. S rostoucím zakrytím hnízd vegetací se snižoval predací tlak na hnízda. Což může znamenat, že dnešní zemědělská krajina neskýtá tolik vhodných biotopů pro koroptev, a proto je část populace donucena zahnízdit v suboptimálních biotopech, kde se predace meziročně opakuje. Zatímco v optimálních biotopech hraje důležitou roli vegetační zakrytí hnízda. Nelze však najít jednoznačný společný atribut pro všechny tyto pozice a zdá se proto, že pozorovatel nemůže svým vnímáním biotopu simulovat odpovídající přístup predátora. Tento závěr je v souladu s předpoklady, který navrhl Weidinger (2010). Atributy vzhledu umístění hnízda („nest site features“) zvyšují pravděpodobnost opakovaných nezávislých objevů predátory využívajících tyto atributy jako podnět k vyhledání hnízda.

Opakovaná náhodná setkání predátorů s hnízdy mohou také vyplývat z umístění hnízd do oblasti s vysokou potravní aktivitou predátorů v rámci jejich domovského okrsku (Vigallon a Marzluff 2005, Schmidt a kol. 2006). Stejně jako v lese ani v zemědělské krajině nebyl prokázán paměťový efekt predátorů mezi sezónami (s výjimkou strakapouda a veverky v lesním prostředí – Weidinger 2010), avšak vysoká predace umělých hnízd umístěných na pozicích (predovaných) reálných hnízd v předchozích dvou sezónách naznačila určitou podobnost v preferencích mikrohabitatu hnízdních predátorů. V podstatě se nemusí jednat pouze o preferenci některých

mikrohabitatů, ale i o využívání krajiny predátory v podobě pochůzkových tras v rámci loveckého okrsku, kde hnízda umístěná poblíž těchto tras trpí predací více. Například Morris a Gilroy (2008) zjistili na reálných hnízdech u konipase lučního (*Motacilla flava*), že predace klesá se vzdáleností od okraje polí, přesto po 100 m od okraje dosahovala predace ještě 50 % a 200 m od okraje 30 %. Skřívání hnízda umístěná v návaznosti na okrajové travní pásy dosahovala nejvyšších hodnot kolem vzdálenosti 50 m od okraje, po překročení této vzdálenosti predace postupně klesala. Habitaty lineárního vzhledu (například pás křovin kolem cest) mohou poskytovat savčím predátorům refugia (Tryjanowski a kol. 2002). Vyjeté koleje mechanizačních prostředků umožňují snadný přístup predátorům za potravou do krajiny (Morris a Gilroy 2008). Ve strukturálně chudé zemědělské krajině se vhodné hnízdní biotopy nacházejí na polních okrajích v podobě příkopů, polních cest a liniových výsadeb zeleně. Tato místa jsou preferována jak koroptvemi jako hnízdní biotopy, tak hnízdními predátory. Uvedená místa se tak mohou pro koroptev (Rantanen a kol. 2010) a další ptáky polní krajiny (Morris a Gilroy 2008) stávat ekologickou pastí.

5.4 Vliv pachu peří ptáků na přežívání hnízd

U altriciálních ptáků se setkáváme s odstraňováním a požíráním trusu mláďat rodiči (Petit a kol. 1989). V experimentální studii byla u kosa černého (*Turdus merula*) zaznamenána vyšší míra požíraní výkalů dospělci od svých ptáčat v oblastech s vyšší populační hustotou predátorů kvůli eliminaci pachu detekovaného predátory (Ibáñez-Álamo a kol. 2013). Vyšší míru predace zaznamenali Clark a Wobeser (1997) u umělých hnízd doplněných o výkaly kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) a rybníční vodu. Umělá hnízda doplněná o peří sebrané z přirozených hnízd od inkubujících samic kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) neposkytla jednoznačně průkazný výsledek vlivu pachu peří na zvýšení hnízdní mortality. Výsledky mého „pachového experimentu“ s přidáváním bažantího a koroptvího peří prokázaly, že hnízda dobře zakrytá vegetací s pachem peří přežila v dvojnásobně menším množství případů než hnízda takto neošetřená. Hnízda s nízkou mírou zakrytí vegetace byla predována obdobně bez ohledu na pachovou stopu na hnízdě. V této oblasti byla za pomoci videozáznamů na hnízdech

zaznamenána kuna (*Martes* sp.) jako nejvýznamnější predátor (8 videozáznamů). Hnízda, která jsou i přesto dostatečně chráněná okolní vegetací (tj. mají vysokou pokryvnost), ale obsahují pachovou složku peří ptáků, jsou čichově orientujícími se kunami snáze naležitelná než hnízda bez této pachové složky peří. Toto zjištění je v souladu s empirickými zkušenostmi myslivců (Slaný 1947, M. Šálek ústní sdělení), kteří obtížně nacházejí za pomoci loveckých psů inkubující slepice na hníždě. Detailněji je tento fenomén vysvětlen tak, že ptáci v období před hnízděním roztírají z kostrční žlázy látky (typ vosku), které více zapáchají a jsou snadněji detekovatelné pro čichově orientující se predátory (Renerkens a kol. 2005). Toto zjištění je v souladu s již uvedeným výsledkem testování vlivu pachu peří u ptáků na riziko predace. V každém případě je zřejmé, že u kurů hnízdících na zemi v zemědělské krajině s pozemními savčími predátory je důležité eliminovat pach produkovaný samicí, který může zvyšovat riziko hnízdní predace.

Výsledky přímého sledování samic na hnízdech byly získány pouze v malém vzorku hnízd a nelze z nich formulovat rozsáhlé závěry. Přesto z nich vyplývá, že inkubující samice opouští hnízdo velmi zřídka, čímž minimalizuje tvorbu pachové stopy. To může být považováno za jednu z významných antipredačních taktik snižujících riziko hnízdní predace v zemědělské krajině s četným výskytem pozemních olfaktorických predátorů. Vynucené odchody samic z hnízda při vyrušení člověkem mohou způsobit výraznější pachovou stopu koroptve bezprostředně kolem hnízda, čímž by mohla nepřímo zvyšovat predací riziko.

5.5 Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na riziko predace hnízd

Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na predací riziko hnízd nebyl prokázán. Nicméně data ukázala trend, že největší míry přežívání dosáhla hnízda umístěná v polní krajině s nejvyšší strukturální pestrostí, a to jak s křepelčím, tak i bažantím vejci (lokalita Borová). Naopak nejmenších hodnot přežití dosáhly lokality Chmelík s relativně pestrou krajinou, a to u bažantích vajec, a lokalita Dolního Újezdu s nízkou strukturální pestrostí polní krajiny v případě křepelčích vajec (diskutováno níže).

Přežívání umělých hnízd pochopitelně ovlivňuje denzita predátorů v krajině, jejichž početnost nebo vliv na regulaci početnosti kořisti lze odvodit s určitou mírou nejistoty na základě odlovu predátorů v jednotlivých lokalitách. Tapper (1996) uvádí, že k navýšení populace koroptví v Anglii skutečně došlo po provedení regulace početnosti predátorů (liška, lasice hranostaj, straka a vrána). V průměru bylo odloveno 1,8 ks predátora na 1 km². Tuto hodnotu odlovu dosahuje v uvedených studijních lokalitách honitba Chmelík, na ostatních lokalitách byla lovecká úspěšnost odlovu predátorů ještě vyšší. Je však zapotřebí přiznat, že regulace predátorů v Anglii proběhla v období hnízdění koroptve, zatímco v našich podmínkách lov predátorů kromě lišky probíhá mimo období hnízdění koroptve. Regulace predátorů za účelem snižování predančního tlaku na populace koroptve se přinejmenším tímto časově nespecifikovaným lovem stává v našich podmínkách neúčinná.

Vyhodnotit vliv predátorů na početnost místních populací koroptve však nebylo hlavním cílem této práce. Nicméně data z myslivecké statistiky o odlovu jednotlivých predátorů v určitých oblastech naznačují, že efekt vlivu odlovu predátorů na přežití koroptvích hnízd se zde neuplatňuje, což ale platí o zmíněném efektu strukturální pestrosti polní krajiny. V lokalitě Vendolí a Borová byla stejná průměrná intenzita odlovu predátorů za posledních pět let, ačkoli přežívání hnízd bylo v lokalitě Borová s vyšší strukturální pestrostí krajiny výrazně vyšší. V lokalitě Chmelík, kde byl odlov predátorů nejnižší, avšak strukturální pestrost polní krajiny byla vysoká, byl zaznamenán nejhorší stav přežívání hnízd. Z těchto dat omezených na čtyři porovnávané lokality nelze ovšem učinit uspokojivý závěr i proto, že sledování proběhlo v jediném roce a nejsou k dispozici ani data o početnosti alternativní kořisti. Příčinou odlišné predanční míry v jednotlivých lokalitách může být totiž i různá populační hustota alternativní kořisti. Například při nízkých denzitách hrabošů (*Microtus* sp.) se zvyšuje predanční tlak lasice hranostaje (*Mustela nivalis*) na pozemně hnízdící pěvce (Dunn 1977). Pro spolehlivou analýzu všech zmíněných faktorů ve společném modelu je proto zapotřebí disponovat mnohem větším vzorkem lokalit.

Jednoznačně přímý vliv strukturální pestrosti polní krajiny na opakované predanční události nebyl prokázán. Predátoři se opakovaně vracejí na již jednou nalezená hnízda stejně účinně v strukturálně chudší i pestřejší zemědělské krajině. Nepotvrdilo se

tedy, že by predátoři ve strukturálně chudé krajině měli omezený lovecký prostor a v důsledku toho by predovali hnízda opakovaně.

5.6 Návratnost predátorů na hnízdo v rámci jednoho hnízdního pokusu (krátkodobá návratnost na hnízdo)

Frekvence po týdnu opakované návštěvy na předem predovaných hnízdech se průkazně lišila od frekvence predace na nepredovaných hnízdech ve všech studijních lokalitách. To znamená, že vyhledávací úsilí predátorů vyložené na predaci hnízd se plošně nezvýšilo (tj. nebyla více nalézána další dosud nepredovaná hnízda), ale bylo cíleno na místa předchozího úspěchu. Tento jev lze interpretovat jako cílené opakované návštěvy predátorů na hnízda, která se vyskytují v místech s celkově vydatnější potravní nabídkou, nebo tyto opakované predační osudy vyplývají spíše z umístění hnízd do míst pochůzkových tras predátorů, kde je pravděpodobnost nalezení a následná predace vyšší.

Bylo prokázáno, že frekvence opakovaných predací dříve nalezených (a predovaných) bažantích hnízd se liší od frekvence přeživších. Jinými slovy, hnízda s bažantími vejci byla opakovaně predována v obou experimentech (Litomyšlsko, Svitavsko). Energeticky vydatná bažantí snůška se čtyřmi vejci v lokalitě na Litomyšlsku představovala silnou motivaci pro kuny (8 videozáznamů), které pravděpodobně díky svým paměťovým schopnostem navštěvovaly hnízda vícenásobně (v 47 případech ze 72 predačních událostí). Statisticky častější dvě po sobě následující predace křepelčích vajec v počáteční fázi experimentu (Vysočina, Svitavsko) a následná absence opakovaných predací při dalších kontrolách podporuje myšlenku, že hnízda s křepelčími vejci jsou opakovaně predována pravděpodobně pouze v důsledku umístění hnízd v pochůzkových trasách predátorů, nikoliv pro svou energetickou vydatnost. Tomu nasvědčuje i fakt, že hnízda, která byla predována ke konci průběhu experimentu (hnízda se pravděpodobně nacházejí mimo pochůzkové trasy a oblast zvýšeného pobytu predátorů) v následující kontrole přežila. Nepřítomnost opakovaných predačních událostí na hnízdech s křepelčími vejci s postupem doby trvání experimentu v lokalitě na Vysočině lze vysvětlit odlišným druhovým složením predátorů (např. nižší podíl kun). Druhým možným vysvětlením může být skutečnost, že snůšky

s menšími křepelčími vejci nejsou natolik žádoucí kořisti ve složení potravy hlavních predátorů.

V lokalitě na Svitavsku predátoři zpočátku opakovaně navštěvovali hnízda s křepelčími a s bažantími vejci. V následných opakovaných návštěvách upřednostili hnízda s vydatnějšími snůškami a energeticky bohatými bažantími vejci. Toto zjištění tak podporuje hypotézu o vlivu vydatnosti snůšky na opakovanou predaci. Design experimentu s umělými hnízdy na Svitavsku ale neumožňoval vyhodnocení vícenásobných predaných událostí.

Weidinger a Kočvara (2010) zaznamenali v lesním prostředí u hlavních predátorů – kuny (*Martes*) a sojky obecné (*Garulus glandarius*) – paměťový efekt k nalezení již jednou predovaných umělých hnízd drozdů zpěvných (*Turdus philomelos*), která byla doplněna čtyřmi křepelčími vejci během jednoho hnízdního pokusu. V této studii byla opakovaná predace (pouze jedno opakování) signifikantně nalezena také u hnízd s křepelčími vejci, avšak bažantí hnízda trpěla vícenásobně (Litomyšlsko) opakovanými návštěvami. Důvodem vícenásobných predací je velice pravděpodobně paměťový efekt, zatímco jednou opakované predace mohly být způsobeny např. umístěním hnízda do míst pochůzkových tras predátorů.

Hypotézu o vlivu vydatnosti snůšky na opakovanou predaci podporovanou výsledky popsání experimentu však poněkud zpochybňuje fakt, že byl zaznamenán signifikantní vliv typu vajec na přežívání hnízd i v zakrytých hnízdech. Bylo prokázáno, že hnízda s pěti zakrytými bažantími vejci byla více predována než zakrytá hnízda s jedním křepelčím vejcem, i když se nejednalo o opakovanou predaci. Tento rozdíl v predaci mohl být do určité míry dán působením odlišného vizuálního vzhledu hnízd pro predátory (snad o něco většími bažantími hnízdy) či odlišným pachem vajec uvolňujícím se z hnízd, který je detekován predátory. V této oblasti je však studií nedostatek. Např. Yahner a Mahan (1996) zjistili, že za rozdíl v predaci mezi odlišnými typy vajec je zodpovědná spíše jejich barva než velikost. Rozměr a síla skořápky vajec může limitovat schopnost predátorů predovat vejce, zejména jedná-li se o drobné savce (Rangen a kol. 2000). Predátoři, jako jsou krkavcovití ptáci, hadi a středně velké šelmy, těžko nalézají menší hnízda (Coppedge a kol. 2007). Žádoucí by proto bylo provést další experiment, v němž by byl zohledněn také typ vajec (tj. např. 1 bažantí versus 5 křepelčích).

Další okolnosti, které mohly ovlivnit výsledek hnízdního osudu na již jednou predovaných hnízdech, nebyly zaznamenány, avšak blízká hodnota na hranici průkaznosti pro pach peří může souviset s faktem, že kuny se snadněji naučily opětovně nalézat hnízda obsahující pach peří z ptáků, a to bez ohledu na vegetační zakrytí hnízda. Zakrytí hnízda vegetací tedy nepřispělo ke snížení rizika opětovného vyplnění hnízda. To vede k závěru, že za opakovanými predacími návštěvami stojí paměťová schopnost predátorů objevit hnízdo opakovaně.

Nabízí se vysvětlení, které je založeno na motivaci predátorů opakovaně navštěvovat hnízda s energeticky vydatnou snůškou, které může částečně zpochybnit skutečnost, že predace se v průběhu experimentu zvyšovala, možná v důsledku nedostatku alternativní kořisti pro predátory nebo zvýšené potřeby potravy v období péče o mláďata, zejména v druhé polovině experimentu. V první polovině pokusu všech experimentů nebyla prokazatelně častěji nalézána další dosud nepredovaná hnízda, tj. predací tlak se v průběhu experimentu nezvyšoval. V dalších podobně zaměřených studiích je tedy potřeba zohlednit i sezónní aspekt.

5.7 Vliv zakrytí hnízd vegetací na riziko predace

Zakrytí hnízd obklopených vegetací se ukázalo jako nejdůležitější faktor ve všech lokalitách vedoucích ke snížení rizika predace na umělých hnízdech. Toto zjištění je v souladu se závěrem učiněným v Kanadě na tetřívku preriovém (*Centrocercus urophasianus*). Vysoký travní porost nebo středně velké porosty křovin snižují riziko predace hnízd predátory (DeLong a kol. 1995). Sugden a Beyersbergen (1987) zastávají názor, že hustý vegetační kryt představuje pro americké vrány (*Corvus brachyrhynchos*) bariéru pro nalezení kořisti. Studie zkoumající vliv predátorů na úspěšnost přežití hnízd vodních ptáků přinášejí konzistentní výsledky. Například je zjištěn signifikantní vliv bočního zakrytí hnízd, vegetační prostupnosti a dalších faktorů ovlivňujících přežití hnízd u kopřivky obecné (*Anas strepera*) (Crabtree a kol. 1989). U kachny divoké Kreisinger a Albrecht (2008) zaznamenali efekt zakrytí hnízda okolní vegetací, jemuž připsali antipredační roli. Oproti tomu Bowman a Harris (1980)

prokázali, že se predace umělých hnízd mývalem severním (*Procyon lotor*) nelišila od částečného nebo úplného zakrytí hnízd vegetací.

Je třeba zdůraznit, že koroptev polní s vysoce energeticky nákladnou snůškou a dlouhou dobou inkubace hnízdící v současné zemědělské krajině s nedostatečným hnízdním krytem je i přes své antipredační adaptace velmi zranitelná predací.

6 Závěr

Vliv umístění hnízda v rámci hnízdního biotopu koroptve na riziko predace se uplatnil pouze v habitatu s charakterem lesního okraje či remízu. Koroptev v biotopu uvedeného charakteru staví své hnízdo v méně bezpečném mikrobiotopu před predátory. Preference obdobného mikrohabitatu hnízdícími koroptvemi a hnízdními predátory nastiňuje možnost, že se koroptev ocitá v roli ekologické pasti na úrovni mikrobiotopu. V ostatních biotopech (okraje polních cest, polní biotop mimo linie a trvalé travní porosty) vliv umístění hnízda v rámci hnízdního biotopu koroptve na riziko predace nebyl zaznamenán.

Byla ale prokázána mezisezónní návratnost na hnízdo (tj. umělá hnízda umístěná na pozicích reálných predovaných hnízd, kde koroptve hnízdily v předchozích sezónách, podlehly ve větší míře predaci bez ohledu na zakrytí hnízd vegetací v porovnání s úspěšnými reálnými hnízdy) způsobenou pravděpodobně hnízděním koroptvemi v místech pochůzkových tras predátorů či v oblastech zvýšené lovecké aktivity predátorů.

Hnízda umístěná v travních biotopech měla nejlepší hnízdní úspěch, hnízda umístěná v polních okrajích, podél lesních okrajů, remízů a v blízkosti polních cest trpěla více predací, avšak záleželo na zakrytí hnízd vegetací.

Hnízda dobře zakrytá vegetací s pachem peří přežívala dvojnásobně méně než hnízda pachem neošetřená. Naopak hnízda s nízkou mírou zakrytí vegetace byla predována obdobně bez ohledu na pachovou stopu na hnízdě.

Hnízda s pěti bažantími vejci byla predována častěji než hnízda s jedním křepelčím vejcem.

Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na predací riziko hnízd nebyl zaznamenán. Nicméně data ukázala trend, že největší míry přežívání dosáhla hnízda v krajině s nejvyšší strukturální pestrostí.

Opakované predací události i na křepelčích hnízdech spolu s absencí predace na mnoha jiných hnízdech naznačují, že predátoři opakovaně využívali tytéž pochůzkové trasy. Statisticky častější dvě po sobě následující predace křepelčích vajec v počáteční fázi experimentu a následná absence opakovaných predací při dalších

kontrolách podporuje rovněž myšlenku, že hnízda s křepelčími vejci jsou opakovaně predována pravděpodobně pouze v důsledku umístění hnízd v pochůzkových trasách predátorů, nikoliv z důvodu energetické vydatnosti vajec. Tomu nasvědčuje i fakt, že hnízda, která byla predována ke konci průběhu experimentu (hnízda se pravděpodobně nacházejí mimo pochůzkové trasy a oblast zvýšeného pobytu predátorů) v následující kontrole přežila.

Výskyt opakovaných predaných událostí na bažantích hnízdech byl signifikantně vyšší v porovnání s křepelčími hnízdy. Energeticky vydatná bažantí snůška se čtyřmi vejci v lokalitě na Litomyšlsku představovala silnou motivaci pro kuny (8 videozáznamů), které pravděpodobně díky svým paměťovým schopnostem navštěvovaly hnízda vícenásobně.

Vliv strukturální pestrosti polní krajiny na opakované predaně návštěvy nebyl prokázán, predátoři se opakovaně vraceli na již jednou nalezená hnízda stejně účinně v strukturálně chudší i pestřejší zemědělské krajině.

Dobré zakrytí hnízd vegetací se ukázalo jako nejdůležitější faktor snižující riziko predace na hnízdech, jenž se však u opakovaných predaných událostí již neuplatňoval.

Umístování hnízd do vysoké husté vegetace spolu s málo frekventovanými odchody z hnízda při inkubaci patří mezi významné antipredaně taktiky koroptve polní v zemědělské krajině, v nichž převládají olfaktoricky vyhledávající savci.

Ve své práci zdůrazňuji, že koroptev polní s vysoce energeticky nákladnou snůškou a dlouhou dobou inkubace hnízdící v současné zemědělské krajině s nedostatečným hnízdním krytem je i přes své antipredaně adaptace velmi zranitelná predací.

7 Literatura

- Albrecht T., (2004): Edge effect in wetland-arable land boundary determines nesting success of Scarlet Rosefinch (*Carpodacus erythrinus*) in the Czech Republic. *Auk* 121, 361–371.
- Albrecht T., Klvaňa P., (2004): Nest crypsis, reproductive value of a clutch and escape decisions in incubating female mallards (*Anas platyrhynchos*). *Ethology* 110, 603–613.
- Andersson M., Waldeck, P. (2006): Reproductive tactics under severe egg predation: an eider's dilemma. *Oecologia* 148, 350–355.
- Andersson M., Wiklund C. G., (1978): Clumping versus spacing out: experiments on nest predation in fieldfares (*Turdus pilaris*). *Animal Behaviour* 26, 1207–1212.
- Andersson M., Wiklund G., Rundgren H. (1980): Parental defence of offspring: a model and an example. *Animal Behaviour* 28, 536–542.
- Andrén H., (1992): Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73, 794–804.
- Arango-Vélez N., Kattan G. H., (1997): Effects of forest fragmentation on experimental nest predation in Andean cloud forest. *Biological Conservation* 81, 137–143.
- Báldi A., Batáry P., (2000): Do predation rates of artificial nests differ between edge and interior reedbed habitats? *Acta Ornithologica* 35, 53–56.
- Barash D. P., (1975): Evolutionary aspects of parental behavior: distraction behavior of the alpine accentor. *Wilson Bull.*, 87, 367–373.
- Beani L., Dessi-Fulgheri F., (1998): Anti-predator behaviour of captive Grey partridges (*Perdix perdix*). *Ethology Ecology & Evolution* 10 (2), 185–196.
- Berg Å., Lindberg T., Källebrink K. G., (1992): Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology* 61, 469–476.
- Bosque C., Bosque M. T., (1995): Nest predation as a selective factor in the evolution of development rates in altricial birds. *Am. Nat.*, 145, 234–260.
- Bowman G. B., Harris L. D., (1980): Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *Journal of Wildlife Management* 44, 806–813.
- Briskie, J. V., Martin, P. R. and Martin, T. E. 1999. Nest predation and the evolution of nestling begging calls. *Proceedings of the Royal Society Lond. B* 266, 2153–2160.
- Bro E., Reitz F., Mayot P., (1998): A field survey of Grey Partridge (*Perdix perdix*) populations during breeding in France. Proceedings of the XXIIIrd congress of the International Union of Game Biologists. Tome 2: International conference: wildlife management and land use in open landscape) Congress of the International Union of Game Biologists (IUGB) N°23, Lyons, FRANCE (01/09/1997) *Gibier faune sauvage* 1998, vol. 15, HS2 (12 ref.): 535-544.
- Bro E., Reitz F., Clobert J., Migot P., Massot M. (2001): Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge (*Perdix perdix*) survival in France. *Ibis* 143: 120–132.
- Burger J., (1974): Breeding adaptations of Franklin's gull (*Lam. pipixcan*). *Animal Behaviour* 221, 521–567.
- Carroll J. P., (1990): Winter and spring survival of radio-tagged Gray Partridge in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 54 (4), 657–662.

- Carroll J. P., (1993): Gray Partridge (*Perdix perdix*), The birds of North America, *The Academy of Natural Sciences*, Washington D.C., No. 58: 1–23.
- Clark R. G., Wobeser B. K., (1997): Making sense of scents: effects of odour on survival of simulated duck nests. *Journal of avian biology* 28, 31–37.
- Clark R., Shutler D., (1999): Avian habitat selection: Pattern from process in nest-site use by ducks? *Ecology*, 80 (1), 272–287.
- Collias, N. E, Collias, E. C. (1984): Nest building and bird behavior. Princeton, N. J.: *Princeton University Press*.
- Coppedge B. R., Talent L. G., Engle D. M., (2007): Effects of olfactory attributes and size of egg on rates of predation of artificial ground nests in tallgrass prairie. *The Southwestern Naturalist* 52 (4), 453–460.
- Crabtree R. L., Broome L. S., Wolfe M. L., (1989): Effects of habitat characteristics on gadwall nest predation and nest-site selection. *The Journal of wildlife management*, 129–137.
- Craig D. P., (1998): Chipmunks use leverage to eat oversized eggs: Support for the use of quail eggs in artificial nest studies. *Auk* 115, 486–489.
- Cramp S., Simmons K. E. L., (Eds) (1980): The birds of the western Palearctic, Vol. II. *Oxford University Press*. Oxford.
- Cramp S., Simmons K. E. L. (1979): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: Hawks to Bustards v. 2. *Oxford University Press*, Oxford.
- Cramp, S. (1988): The Birds of the Western Palearctic. Vol. 5., *Oxford University Press*, Oxford.
- Cresswell W., (1997): "Nest predation: The relative effects of nest characteristics, clutch size and parental behaviour." *Animal Behaviour* 53, 93–103.
- Crooks K. R., (2002): Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation *Conservation Biology* 16 (2), 488–502.
- Crooks K. R, Soulé M. E., (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in fragmented systems. *Nature* 400, 563–566.
- Delong A. K., Crawford J.A., Delong D.C., (1995): Relationships between vegetational structure and predation of artificial sage grouse nests. *Journal of Wildlife Management* 59, 88–92.
- Dunn E., (1977): Predation by weasels (*Mustela nivalis*) on breeding tits (*Parus spp.*) in relation to the density of tits and rodents. *The Journal of Animal Ecology*, 633–652.
- Eggers, S., Griesser, M., & Ekman, J. (2005). Predator-induced plasticity in nest visitation rates in the Siberian jay (*Perisoreus infaustus*). *Behavioral Ecology* 16(1), 309–315.
- Evans K. L., (2004): The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis*, 146: 1– 3.
- Filliater T. S., Breitwisch R., Nealen P. M., (1994): Predation on northern cardinal nests: does choice of nest site matter? *Condor* 96, 761 – 768.
- Fuller, R. J., & Gough, S. J. (1999). Changes in sheep numbers in Britain: implications for bird populations. *Biological Conservation* 91(1), 73–89.
- Götmark F., Ahlund M., (1984): Do field observers attract nest predators and influence nesting success of common eiders? *Journal of Wildlife Management* 48, 381– 387.
- Götmark F., (1992): The effects of investigator disturbance on nesting birds. *Current Ornithology* 9: 63–104.
- Götmark F., Blomqvist D., Johansson O. C., Bergkvist J., (1995): Nest site selection: a trade-off between concealment and view of the surroundings? *Journal of Avian Biology* 26, 305–312.

- Green G. A., Anthony R. G., (1989): Nesting success and habitat relationships of Burrowing Owls in the Columbia basin, Oregon. *Condor* 91, 347–354.
- Hannon S. J., Cotterill S. E., (1998): Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *Auk* 115, 16–25.
- Harriman A. E., Berger R. H. (1986): Olfactory acuity in the common raven (*Corvus corax*). – *Physiology behavior* 36(2), 257–262.
- Haskell D. G., (1999): The effect of predation on begging-call evolution in nestling wood warblers. *Animal Behavioral* 57, 893–901.
- Haskell D. G., (1996) Do bright colors at nests incur a cost due to predation? *Evolutionary Ecology* 10, 285–288.
- Heske E. J., (1995): Mammalian abundances on forest-farm edges versus forest interiors in southern Illinois: is there an edge effect? *Journal of Mammalogy* 76, 562–568.
- Hilty J. A., Merenlender A. M., (2004) Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology* 18, 26–135.
- Hoi H., Winkler H., (1994): Predation on nests: A case of apparent competition. *Oecologia* 98, 436–440.
- Hudec K., Šťastný K. a kol. 2005: Fauna ČR Ptáci 2/1. Academia, Praha.
- Chalfoun A. D., Thompson F. R., Ratnaswamy M. J., (2002a): Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16, 306–318.
- Ibáñez-Álamo J. D., Sanllorente O., Arco L., Soler M., (2013): Does Nest Predation Risk Induce Parent Birds to Eat Nestlings' Fecal Sacs? An Experimental Study. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 50, pp. 71–78). Finnish Zoological and Botanical Publishing.
- Komdeur J., Kats R. K. H., (1999): Predation risk affects trade-off between nest guarding and foraging in Seychelles warblers. *Behavioral Ecology*, 10, 648–658.
- Kreisinger J., Albrecht T., (2008): "Nest protection in mallards *Anas platyrhynchos*: untangling the role of crypsis and parental behaviour." *Functional Ecology* 22 (5), 872–879.
- Lahti D. C., (2001): The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99 (3), 365–374.
- Lidicker J. R., William Z., (1999): Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14 (4), 333–343.
- Lucherini M., Crema G., (1995): Seasonal variation in the food habits of badgers in an alpine valley. *Hystrix* 7: 165–171.
- Major R. E., (1990): The effect of human observers on the intensity of nest predation. *Ibis* 132, 608–612.
- Major R. E., (1991): Identification of nest predators by photography, dummy eggs, and adhesive tape. *Auk* 108, 190–195.
- Marini M. A., (1997): Predation-mediated bird nest diversity: an experimental test. *Canadian Journal of Zoology* 75(2), 317–323.
- Martin T. E., (1987a): Artificial nest experiments: Effects of nest appearance and type of predator. *Condor* 89, 925–928.
- Martin T. E., (1988): Nest placement: implications for selected life-history traits, with special reference to clutch size. *The American Naturalist*, 132(6), 900–910.
- Martin T. E., (1988a): Processes organising open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? – *Evolutionary Ecology* 2, 37–50.
- Martin T. E., (1988b): On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 85, 2196–2199.

- Martin T. E., (1995): Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs* 65, 101–127.
- Martin T. E., Scott J., Menge Ch., (2000): Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of the Royal Society Lond. B* 267, 2287–2293.
- Martin T. E., Badyaev A.V., (1996): Sexual dichromatism in birds: importance of nest predation and nest location for females versus males. *Evolution* 50, 2454–2460.
- Milinoﬀ M., (1989): Can nest predation limit clutch size in precocial birds. *Oikos*, 55, 424–427.
- Montgomerie R. D., Weatherhead P. J., (1988): Risks and rewards of nest defense by parent birds. *Quarterly Review of Biology* 63, 167–187.
- Morris A. J., Gilroy J. J., (2008): Close to the edge: predation risks for two declining farmland passerines. *Ibis* 150, 168–177.
- Muchai M., Plessis M. A., (2005): Nest predation of grassland bird species increases with parental activity at the nest. *Journal of Avian Biology* 36, 110–116.
- Müller A. P., (1987): Egg predation as a selective factor for nest design: an experiment. *Oikos* 50, 91–94.
- Müller A. P., (1988): Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53, 215–221.
- Nilsson S. G., (1984): The evolution of nest-site selection among hole nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15, 167–175.
- Opermanis O., (2004): Appearance and vulnerability of artificial duck nests to avian predators. *Journal of Avian Biology* 35, 410–415.
- Orians G. H., (1980): Adaptations of marsh-nesting blackbirds. *Monographs in Population Biology* 14, Princeton University Press, NJ.
- Orizaola G., Brana F., (2003): Oviposition behaviour and vulnerability of eggs to predation in four newt species (genus *Triturus*). *Herpetological Journal* 13, 121–124.
- Ortega C. P., Ortega J. C., Rapp C. A., Backensto S. A., (1988): Validating the use of artificial nests in predation experiments. *Journal of Wildlife Management* 62, 925–932.
- Osborne P., Osborne L., (1980): The contribution of nest site characteristics to breeding-succes among Blackbirds (*Turdus merula*). *Ibis*, 122 (4), 512–517.
- Panek M., (1997): Density-dependent brood production in the Grey Partridge (*Perdix perdix*) in relation to habitat quality. *Bird Study* 44, 235–238.
- Part T., Wretenberg J., (2002): "Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests?" *Journal of Avian Biology* 33 (1): 39–46.
- Petit K. E., Petit L. J., Petit D. R., (1989): Fecal sac removal: Do the pattern and distance of dispersal affect the chance of nest predation? *Condor* 91, 479–482.
- Picman J., (1988): "Experimental study of predation on eggs of ground- nesting birds – effects of habitat and nest distribution". *Condor* 90 (1), 124–131.
- Potts G. R., (1980): The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Advances in Ecological Research* 11, 1–79.
- Potts G. R., (1986): The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation. London: Collins.
- Rangen S. A., Clark R. G., Hobson K. A., (2000): Visual and olfactory attributes of artificial nests. *The Auk*, 117(1), 136–146.
- Rantanen E. M., Buner F., Riordan P., Sotherton N., Macdonald D. W., (2010): Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. *Journal of Applied Ecology* 47: 1357–1364.

- Remeš V., (2005): Nest concealment and parental behaviour interact in affecting nest survival in the blackcap (*Sylvia atricapilla*): an experimental evaluation of the parental compensation hypothesis. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58, 326–332.
- Reneerkens J., Piersma T., Sinninghe Damsté J. S., (2005): Switch to diester preen waxes may reduce avian nest predation by mammalian predators using olfactory cues. *Journal of Experimental Biology* 208, 4199–4202.
- Rice W. R., (1982): Acoustical location of prey by the marsh hawk: adaptation to concealed prey. *Auk* 99, 403–413.
- Ricklefs R. E., (1969): An analysis of nesting mortality in birds. *Smithson Contrib. Zool.*, 9, 1–48.
- Robinson SK, Thompson FR, Donovan TM, Whitehead DR, Faaborg J (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267, 1987–1990.
- Roos S., (2002): Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia* 133 (4), 608–615.
- Salonen V., Penttinen A., (1988): Factors affecting nest predation in the great crested grebe – Field observations, experiments and their statistical analysis. *Ornis Fennica* 65, 13–20
- Samelius G., Alisauskas R.T., (2006): Sex-biased costs in nest defence behaviours by lesser snow geese (*Chen caerulescens*): consequences of parental roles? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59, 805–810.
- Santisteban L., Sieving K. E., Avery M. L. (2002): Use of sensory cues by fish crows (*Corvus ossifragus*) preying on artificial bird nests. *Journal of Avian Biology* 33, 245–252.
- Sekera J., (1959): Příčiny kolísání a klesání stavu koroptví v ČSR. *Sborník Československé akademie zemědělských věd – lesnictví* 5: 493–500.
- Shimoda T., Shinkaji N., Amano H., (1994): Oviposition behavior of Oligota Kashmirica Benefica Naomi (*Coleoptera, Staphylinidae*). I. Adaptive significance of egg-covering behavior by adult females. *Japanese Journal of Applied Entomology and Zoology* 38, 1–6.
- Shore R. F., Meek W. R., Sparks T. H., Pywell R. F., Nowakowski, M. (2005): Will Environmental Stewardship enhance small mammal abundance on intensively managed farmland? *Mammal Review* 35,(3 4), 277–284.
- Schmidt K. A., (2003): Nest predation and population declines in Illinois songbirds: a case for mesopredator effects. *Conservation Biology* 17 (4), 1141–1150.
- Schmidt K. A., Ostfeld R. S., Smyth K. N. (2006): Spatial heterogeneity in predator activity, nest survivorship, and nest-site selection in two forest thrushes. *Oecologia*, 148 (1), 22–29.
- Sieving, K. E., Willson M. F. (1999): A temporal shift in Steller's jay predation on bird eggs. *Canadian Journal of Zoology*, 77 (11), 1829–1834.
- Simms E., (1978): British Thrushes. London: Collins.
- Skutch AF, 1961. Helpers among birds. *Condor* 63:198–226.
- Skutch, A. F. (1949): Do tropical birds rear as many young as they can nourish. *Ibis*, 91(3), 430–455.
- Slagsvold T., (1982): Clutch size variation in passerine birds: the nest predation hypothesis. *Oecologia* (Berl.), 54, 159–169.
- Slagsvold T., (1984): Clutch size variation of birds in relation to nest predation: on the cost of reproduction. *The Journal of Animal Ecology* 53, 945–953.
- Slagsvold T., (1989): Experiments on clutch size and nest size in passerine birds. *Oecologia* 80(3), 297–302.
- Slaný J., (1947): Koroptev a orebice jako lovní ptáci. *Zář*, Brno.

- Sonerud G. A. (1993): Reduced predation by nest box relocation: differential effect on Tengmalm's Owl nests and artificial nests. *Ornis Scandinavica* 24, 249–253.
- Sonerud G. A., Fjeld, P. E. (1987): Long-term memory in egg predators: an experiment with a hooded crow. *Ornis Scandinavica* 18, 323–325.
- Sorace, A., Petrassi, F., & Consiglio, C. (2004). Long-distance relocation of nestboxes reduces nest predation by Pine Marten (*Martes martes*): Capsule Clutches of hole-nesting passerines suffer less predation if nestboxes are moved by 800–3000 m. *Bird Study* 51(2), 119–124.
- Styrsky J. N., (2005): Influence of predation on nest site reuse by an open-cup nesting neotropical passerine. *Condor* 107, 133–137.
- Sugden L. G., Beyersbergen G. W., (1986): Effect of density and concealment on American crow predation of simulated duck nests. *Journal of Wildlife Management* 50, 9–14.
- Sugden L. G., Beyersbergen G. W., (1987): Effect of nesting cover density on American crow predation of simulated duck nests. *Journal of Wildlife Management* 51, 481–485.
- Svobodová J., Koubová M., Mrštný L., Albrecht T., Kreisinger J., (2012): Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research* 58 (1), 315–323.
- Swenen C., (1968): Nest protection of eider ducks and shovelers by means of feces. *Ardea* 56, 248–258.
- Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F., Albrecht T., (2010): Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? *Landscape Urban Plan* 98, 86–91.
- Šálek M., Pintíř J., Marhoul P. (2004): Vliv zástavby a lesa na prostorový výskyt populace koroptve polní (*Perdix perdix*) v zemědělské krajině. *Sylvia* 40, 89–97.
- Tapper S. C., Green R. E., Rands M. R. W. (1982): Effects of mammalian predators on partridge populations. *Mammal review* 12 (4), 159–167.
- Tapper S. C., Potts G. R., Brockless M. H., (1996): The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of Grey Partridge *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* 33: 965–978.
- Tebbutt C. F., (1968): Blackbird with young in nest striking observer's head. *Br. Birds*, 61, 33.
- Tryjanowski P., Gołdyn B., Surmacki A., (2002): Influence of the red fox (*Vulpes vulpes*) on the distribution and number of breeding birds in an intensively used farmland. *Ecological Research* 17 (3), 395–399.
- Vigallon S. M., Marzluff J. M. (2005): Is nest predation by Steller's jays (*Cyanocitta stelleri*) incidental or the result of a specialized search strategy? *Auk* 122, 36–49.
- Vodňanský M. (2001): Příčiny úbytku koroptví a bažantů. *Myslivost* 2001 (6), 12–13.
- Waldvogel J. A., (1989): Olfactory orientation by birds. *Current ornithology* 6, 269–321.
- Weidinger K., (2009): Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe. *Ibis* 151, 352–360.
- Weidinger K., (2002): Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71(3), 424–437
- Weidinger K., (2004): Relative effects of nest size and site on the risk of predation in open nesting passerines. *Journal of Avian Biology* 35: 515–523.
- Weidinger K., Kočvara R. (2010): Repeatability of nest predation in passerines depends on predator species and time scale. *Oikos*, 119 (1), 138–146.
- Whelan, C. J., Dilger M. L., Robson D., Hallyn N., Dilger S., (1994): Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *Auk* 111: 945–952.

- Wilcove D. S., (1985): Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66 (4), 1211–1214
- Willebrand T., Marcström V., (1998): On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105, 378–479.
- Yahner R. H., Cypher B. L., (1987): Effects of nest location on depredation of artificial arboreal nests. *Journal of Wildlife Management* 51, 178–181.
- Yahner R. H., Mahan C. G., (1996): Effects of egg type on depredation of artificial ground nests. *The Wilson Bulletin*, 129–136.

8 Příloha



Foto 1. Inkubující samice na hnízdě



Foto 2. Kuna predující umělé hnízdě



Foto 3. Strukturálně pestrá krajina v lokalitě Borová



Foto 4. Strukturálně ochuzená krajina v lokalitě Dolní Újezd

Příloha 1 – Obrázek zájmového území Svitavska, mapa zachycuje velikost scelených polních honů, mapa byla převzata z aplikace Google Earth



Příloha 2 – Obrázek zájmového území oblasti Českomoravské vysočiny, mapa byla převzata z aplikace Google Earth

